

RAPPORT

Strand - Olje

Implementering av Damα-Shore for norskekysten

OLF

Tittel:

Strand – Olje
Implementering av DamA-Shore for norskekysten

Forfatter(e):

Brude, O.W.¹, Moe, K.A.¹, Østby, C.¹, Stige, L.C.² & Lein, T.E.³

1) Alpha Miljørådgivning; 2) Universitetet i Oslo; 3) Universitet i Bergen; nåværende adresse: Mynteviksvn. 139, 5258 Blomsterdalen

Oppdragsgiver(e):

OLF

Oppdragsgiver ref.:

Bente Jarandsen / Ottar Minsaas

Dokumentnr.:	Prosjektnr.:	Utgivelsesdato:	Revisjon nr.:	Verifisert av:	Godkjent av:
1111-01	1111	30.12.2003	01	Forf.	G.M. Skeie

Sammendrag:

Foreliggende rapport er utarbeidet av Alpha Miljørådgivning med bidrag fra Leif Christian Stige (UiO) og Tor Eiliv Lein (UiB) på oppdrag av OLF. Arbeidet omfatter tilrettelegging og bearbeidelse av relevante inngangsdata for substrat, topografi, bølgeekspoenring og ressurs på strand for beregning av skadepotensialet ved akutt oljeforurensning med DamA-Shore. Konseptet er implementert med GIS og gir et sammenhengende, georeferert uttrykk for ressurs- og substratfordeling så vel som skadepotensialet. Ved siden av foreliggende rapport, er resultatene overlevert som ArcView shapefiler.

Omhandler:

Strand
Akutt oljeforurensning
Effekter og skade
KU og MRA

Klassifisering:

	Fri distribusjon
X	Begrenset distribusjon
	Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver

INNHold

1. SAMMENDRAG.....	3
2. DEFINISJONER & FORKORTELSER	4
3. INNLEDNING.....	5
4. MATERIALE & METODER	6
4.1 Geografisk & Tematisk Fokus	6
4.2 Damø-Shore Konseptet; Hovedprinsipper & Algoritmer.....	6
4.2.1 Overordnet Tilnærming.....	7
4.2.2 Nøkkelfaktorer & Algoritmer.....	8
4.3 Grunnlagsdata	9
4.3.1 Grunnlagskart kyst	9
4.3.2 Geomorfologi; Substrat & Topografi	9
4.3.3 Vind- & Bølgeeksponering	10
4.3.4 Biologiske ressurser	11
4.4 GIS Analyser & Rutiner	15
4.4.1 Overføring av kartdata til shapefiler.....	15
4.4.2 Tilrettelegging av data.....	15
4.4.3 Bølgeeksponeringsindeks	15
4.4.4 Implementering av Damø-Shore	16
4.5 Input verdier til Damø-Shore	16
5. RESULTATER & DISKUSJON	18
5.1 Grunnlagsdata & Resultater fra Datatilrettelegging	18
5.1.1 Vind- & Bølgeeksponering	18
5.1.2 Substrat.....	19
5.1.3 Biologiske Ressurser	23
5.2 Implementering av Skademodell.....	27
5.3 Videre Bruk av Resultater i KU, MRA & Beredskapsplanlegging.....	28
6. KONKLUSJONER & ANBEFALINGER.....	29
VEDLEGG I - Tilpassing og Evaluering av Artenes Responskurver, Hardbunn	30
I.1 Tilrettelegging av responskurver.....	30
I.2 Evaluering av artenes responskurver.....	32
VEDLEGG II – Validering Ressurs- og Substratdata, Bløtbunn	36
REFERANSER.....	39

1. SAMMENDRAG

Foreliggende rapport er utarbeidet av Alpha Miljørådgivning med bidrag fra Leif Christian Stige (UiO) og Tor Eiliv Lein (UiB) på oppdrag av OLF. Arbeidet omfatter tilrettelegging og bearbeidelse av relevante inngangsdata for substrat, topografi, bølgeeksponering og ressurs på strand for beregning av skadepotensialet ved akutt oljeforurensning med DamÅ-Shore. Konseptet er implementert med GIS og gir et sammenhengende, georeferert uttrykk for ressurs- og substratfordeling så vel som skadepotensialet. Ved siden av foreliggende rapport, er resultatene overlevert som ArcView shapefiler.

DamÅ-Shore representerer et integrert konsept for beregning av skadepotensialet ved akutt oljeforurensning på strand. Konseptet forholder seg til strandmiljøets iboende egenskaper; hvor habitatet er uttrykt ved substratet, topografien og bølgeeksponering og parret med tilsvarende fordeling av flora og fauna. Disse egenskapene er også styrende for oljens skjebne og virkninger, som beregnes som funksjon av skadens omfang (alvor) og varighet (restitusjonstid).

Foreliggende studie er gjeldende for norskekysten fra Grense Jakobselv i nord til Lista i sør og viderefører de faglige prinsippene som ble utledet for Svalbard og Finnmark-Troms. Avgrensningen i sør er forklart ved at tidevannssonen i Rogaland og Skagerrak er såvidt smal at et enhetlig metodisk grunnlag for bestemmelse av artenes fordeling og antall ikke er tilstede, og at tilsvarende systematisk, biologisk kunnskap derfor ikke tilgjengelig for modellen.

Som basis for konseptet er det utviklet georefererte datasett (ArcView shapefiler) som hver i sær er vurdert å være av betydning for skadepotensialet, inklusivt:

- Strandmiljøets substrat og topografi; med kontinuerlig fordeling av naturlig forekommende strandtyper som klippe, sva, blokkstrand, grusstrand, sandstrand og leirstrand, som deretter tillegges egenskaper av betydning for ressursfordeling og akkumulering av olje.
- Bølgeeksponering; hvor bølgeenergiens virkning på miljøkomponentene og strandas selvrensningsevne beregnes på basis av historiske vinddata fra DNMI.
- Strandmiljøets ressurser; hvor fordeling og antall ind. av nøkkelarter og artsgrupper er opparbeidet på grunnlag av et stort antall observasjoner og deretter beregnet vha. biologisk eksponeringsskala som kontinuerlig funksjon av de respektive artenes relasjon til bølgeeksponering.

Selve analysene kan derfor implementeres ved hjelp av skreddersydde rutiner i ArcView. Resultatene, både i form av tilrettelagte grunnlagsdata og det overordnede uttrykket for skadepotensialet – Pi – presenteres som ArcView shapefiler med ovenstående attributter aggregert på standard ContAct rutenett.

Utviklingen av konseptet er gjort med tanke på flerbruk og gjenbruk; pr. dato utgjør DamÅ-Shore en metodisk tilnærming som er godt dokumentert og har kommet til anvendelse i en rekke KU- og MRA-arbeider, eksempelvis ressursbeskrivelser i KU (RKU Norskehavet, ULB); til konsekvensanalyser (Barentshavet nord; RKU Norskehavet, ULB); som grunnlagsdata og delresultater (SMO, ContAct) så vel som ved beregning av mulig miljøskade og -risiko (implementering av MOB-konseptet på Svalbard). Det er også planlagt at prinsippene som ligger til grunn for skadevurderingene skal integreres i arbeidet med Environmental Impact Factor – EIF i regi av Statoil.

Ved siden av foreliggende rapport er resultatene – tilsvarende fordeling av substrat, ressurs og Pi-verdier – overlevert til oppdragsgiver som ArcView shapefiler. Ved bruk av disse skal det alltid refereres til foreliggende rapport i hht. standard vitenskapelig praksis for gjenbruk av andres resultater.

2. DEFINISJONER & FORKORTELSER

Artsspesifikke responskurver	Kurver som indikerer den forventede tetthet/forekomst av en gitt art i forhold til bølgeeksponering. Kurven er enten førstegrads (minimum og maksimums tetthet i ekstremt eksponerte eller beskyttede områder) eller annen grads (minimum og maksimums tetthet i moderat eksponerte områder). Ytterligere detaljer er gitt i Vedlegg I.
BEV	Biologiske eksponeringsverdier
Biologisk eksponerings skala	En skala som reflekterer bølgeeksponering som uttrykk for strandressurser, basert på utstrakt kunnskap om hvordan fordelingen av ulike arter endrer seg med økt og redusert bølgeeksponering (jf. Årrestad & Lein 1993; Kruskopf & Lein 1998).
DamA-Shore	<i>Estimations of Potential Damage – Seashore and Acute Oil Pollution</i> ; et integrert konsept for semi-kvantitative analyser av skadepotensialet ved akutt oljeforurensning på strand, utviklet av Moe et al. (2000a). Konseptet implementeres med GIS og kan anvendes i KU og MRA.
DN	Direktoratet for naturforvaltning
DNMI	Det norske meteorologiske institutt
EXPON	Biologisk eksponeringsskala-modell utviklet av Årrestad & Lein (1993) ved IFM og implementert med et spesialutviklet program for PC.
Fjæresonen	Den delen av stranda som er direkte påvirket av tidevann.
GIS	Geografiske Informasjon Systemer
IFM	Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen (UiB).
KU	Konsekvensutredning
MRA	Miljørisikoanalyse
MOB	Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten, utviklet av Anker-Nilssen (1994) for SFT og DN. Revidert for implementering av SFT/DN (1996).
MRDB™	Marin Ressurs Data Base. En database som inneholder georeferert informasjon for sårbare marine ressurser i Norge. Eies av 10 operatørselskaper, Kystverket og Forsvaret.
NoBaLes	Norsk Barentshavs Letesamarbeid, som består av operatørene Agip, Elf, Mobil, Norsk Hydro, Saga Petroleum and Statoil.
NOFO	Norsk Oljevernforening for Operatørselskap
NSKV	Statens Kartverk Sjøkartverket (tidligere Norges Sjøkartverk)
OLF	Oljeindustriens Landsforening
Pi	Prinsippal sensitivitetsindeks – tilsvarende det integrerte skadepotensialet ved akutt oljeforurensning
Semi-kvantitative vs. kvantitative analyser	Semi-kvantitative analyser er generelt basert på relative verdier for en eller flere parametere, feks. ressurstetthet, populasjonsstørrelse, andel av populasjon, sårbarhetsfaktorer mm., i motsetning til kvantitative analyser som i sin helhet baserer seg på eksakte tallverdier.
Sensitivitet	Organismes iboende følsomhet for en stressfaktor (forstyrrelse, kjemisk forb., støy osv.) på kort og lang sikt. Sensitiviteten er artsspesifikk så vel som spesifikk for den enkelte påvirkningsfaktor.
SFT	Statens forurensningstilsyn
SMO	Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet, identifisert ved implementering av en rekke kriterier utviklet av en ekspert gruppe for SFT og DN.
Sårbarhet	Sårbarhet reflekterer kombinasjonen sensitivitet og muligheten for å bli eksponert for en gitt påvirkningsfaktor. Også sårbarheten er artsspesifikk så vel som spesifikk for den enkelte påvirkningsfaktor.
WVS	World Vector Shoreline; digitale kart over kystlinjen i målestokk 1:250.000.
UiTø	Universitetet i Tromsø

3. INNLEDNING

Foreliggende rapport er utarbeidet av Alpha Miljørådgivning på oppdrag av OLF. Arbeidet representerer videreføring av et integrert konsept for skade- og risikoberegninger av akutt oljeforurensning på strand som tidligere er utviklet og implementert for Svalbard og Finnmark-Troms: "Estimations of Potential Damage – Seashore and Acute Oil Pollution". Med foreliggende arbeid er konseptet geografisk dekkende så langt det er metodisk forsvarlig; for hele fastlandskysten ned til Boknafjorden er det opparbeidet nødvendige datasett og rutiner for kostnadseffektiv anvendelse av modellen.

Konsekvensutredninger (KU) og Miljørisikoanalyser (MRA) utgjør viktige bidrag til beslutningsstøtte for petroleumsindustrien på norsk sokkel. Føringer er nedfelt i myndighetenes forskrifter så vel som i selskapenes egne styringsprinsipper, tilpasset ulike faser av virksomheten – fra åpning av områder for letevirksomhet, via leting, utbygging og drift, til avvikling. Innføring av Petroleumsloven av 1985 var et gjennombrudd, hvor kravene om utredning av miljø- og samfunnsmessige virkninger for første gang ble gjeldende for åpning av letevirksomhet i et større område – Barentshavet syd – 1985-88 (Børresen et al. 1988). Med unntak av SIMPACT (Anker-Nilssen et al. 1992), var alle delutredningene basert på kvalitative tilnærmelser.

Utviklingen av MRDB (1988-1996) (Skeie et al. 1995) representerte et viktig steg mot bruk av digitale løsninger i KU-sammenheng. Samtidig utviklet det seg et behov for mer kvantitative tilnærmelser ved ODs innføring av "Forskrift for gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten" i 1990. I 1994 utga OLF retningslinjer for etablering av midlertidige akseptkriterier for miljørisiko ved akutte utslipp, og dette dannet grunnlag for mer målrettet metodeutvikling. Er første rammeverk for denne type MRA ble presentert av Sørgård et al. (1995) og Jødestøl et al. (1996). Disse prinsippene ble gjenstand for videre evaluering og utvikling (jf. feks. Thomassen et al. 1997), og i 1999 forelå et utkast til revidert versjon av metode for miljørettet risikoanalyse – MIRA – i regi av OLF (OLF 1999). Dagens industristandard (OLF 2001) består av flere metodiske tilnærmelser, også en skisse for skade- og risikoberegninger av akutt oljeforurensning på strand (Moe et al. 2000a, b).

De faglige forutsetninger for dette konsept ble første gang presentert i regi av AKUP, hvor skadepotensialet, gitt ved kombinasjonen av skadens omfang og skadens varighet (Lein et al. 1992), skulle uttrykkes som en kontinuerlig funksjon for nøkkelarter og -samfunn i fjæra (Moe 1994). Konseptet skulle implementeres ved hjelp av GIS. Resultater for Svalbard, Bjørnøya og Hopen ble presentert i sammenstillingsrapporten for OEDs utredningsprogram for Barentshavet Nord (Aaserød & Loeng 1997), og dokumentert i sin helhet av Moe et al. (2000a). Arbeidet ble fortsatt i regi av NoBaLes med dekning av Finnmark og Troms i 2000 (Moe et al. 2000b).

Ved foreliggende arbeid er konseptet implementert for den norske fastlandskysten så langt det er tilrådelig mht. metodiske forutsetninger. Det betyr at områder hvor tidevannssonen er smal og soneringen av fjæra tilsvarende utydelig (tilsv. kysten av Rogaland og Agder), og/eller kunnskapen om artenes opprinnelige fordeling og antall er begrenset (Skagerrak-kysten), ikke omfattes av konseptet. I disse områdene er det utelukkende opparbeidet substratdata. I tillegg til foreliggende dokument er det tilrettelagt ArcView shapefiler med ruteaggregerte data (5x5 km standard ContoCt rutenett) for substrattype, artsmengder og resultatet av analysene i form av P_i som det ultimate uttrykk for skadepotensialet. Ved bruk av resultatfilene, skal det refereres til foreliggende rapport.

4. MATERIALE & METODER

DamÅ-Shore konseptet ble i første omgang utviklet og dokumentert for Svalbard og senere implementert for Troms og Finnmark. Foreliggende arbeid er tuftet på de samme prinsippene, modellene og rutinene som tidligere, men omfatter den øvrige kysten ned til Lista. I det følgende er det gitt en kortfattet beskrivelse av metodikken (prinsippene og algoritmene), grunnlagsdataene (innhold og format) og GIS rutinene. For ytteligere beskrivelse av selve *DamÅ-Shore* konseptet vises det til den fullstendige dokumentasjonen i Moe et al. (2000a, b).

4.1 Geografisk & Tematisk Fokus

Foreliggende studie er rettet mot livet i fjæra og det respektive skadepotensialet for akutt oljeforurensning, gjeldende fra Grense Jakobselv i nord til Lista i sør. Arbeidet viderefører de faglige prinsippene som ble utledet for Svalbard (Moe et al. 2000a) og Finnmark-Troms (Moe et al. 2000b). Avgrensningen i sør er forklart ved at tidevannssonen i Rogaland og Skagerrak er så vidt smal at det metodiske grunnlaget for bestemmelse av artenes fordeling og antall ikke er tilstede (jf. feks. Stige et al. 1999), og at tilsvarende systematisk, biologisk kunnskap derfor ikke tilgjengelig for modellen.

Stranda utgjør møtesonen mellom land og hav. Langs norskekysten kjennetegnes dette miljøet av mer eller mindre tydelige gradienter; vertikalt som funksjon av tidevann og bølgesprut, og horisontalt som funksjon av saltholdighet / avrenning av ferskvann fra land og bølgeenergi. Dette kommer til uttrykk i et høyst variert miljø, fra den øvre sprutsonen til sjøsonen ned mot dypet, og fra den innerste fjordbotn til den ytterste nakne øy ut mot storhavet. Nord-syd gradienten er også målbar; i biogeografisk betydning ligger både den norske sokkelen og indre farvann i den nordøst-atlantiske boreale region. Brattegaard & Holthe (1995) viser til tre sub-provinser, Skagerrak, området fra Egersund til Lopp havet (vestnorsk subprovins), og fra Lopp havet og østover (Finnmark subprovins).

Selve fjæra kan defineres som den delen av sjøkanten som er direkte påvirket av tidevann. Plantene og dyra som lever her må tåle ekstreme forskjeller i temperatur og saltholdighet, så vel som uttørking, oversvømmelse, isskuring og andre typer forstyrrelser. Bunntypen utgjør ytterligere en strukturerende faktor; på hardbunn lever organismene på substratet (epifauna), mens bløtbunn danner forutsetninger for organismer som i tillegg lever i sedimentet (infauna). De respektive artene viser en forbausende tilpasning til disse forskjellene; fjæra er et av de mest konsentrerte av komplette økosystemer i marint miljø (Hokstad et al. 2000). Bidraget til den marine biodiversitet er derfor betydelig; mer enn 100 forskjellige arter er registrert i hardbunnsfjæra i Nordland (Lein et al. 1993), mens det i Finnmark er registrert bløtbunnsarter med tettheter høyere enn 80.000 ind. pr. kvadratmeter (Leinaas et al. 1987; Skeie 1987).

Fjæra er også den delen av stranda som gjerne blir hardest rammet ved akutt oljeforurensning til sjø og stranding av olje. Olje blir vasket fram og tilbake med tidevannet, og akkumuleres ofte opp mot øvre tidevannsmærke. Her blir den utsatt for kontinuerlige forvittringsprosesser som over tid bryter ned og vasker ut olje. Substrat, topografi og bølgeenergi utgjør viktige faktorer i disse prosessene; substratet og topografien er på den ene siden styrende for strandas evne til å akkumulere og holde på oljen, mens bølgeaktiviteten bidrar til å vaske ut oljen over tid.

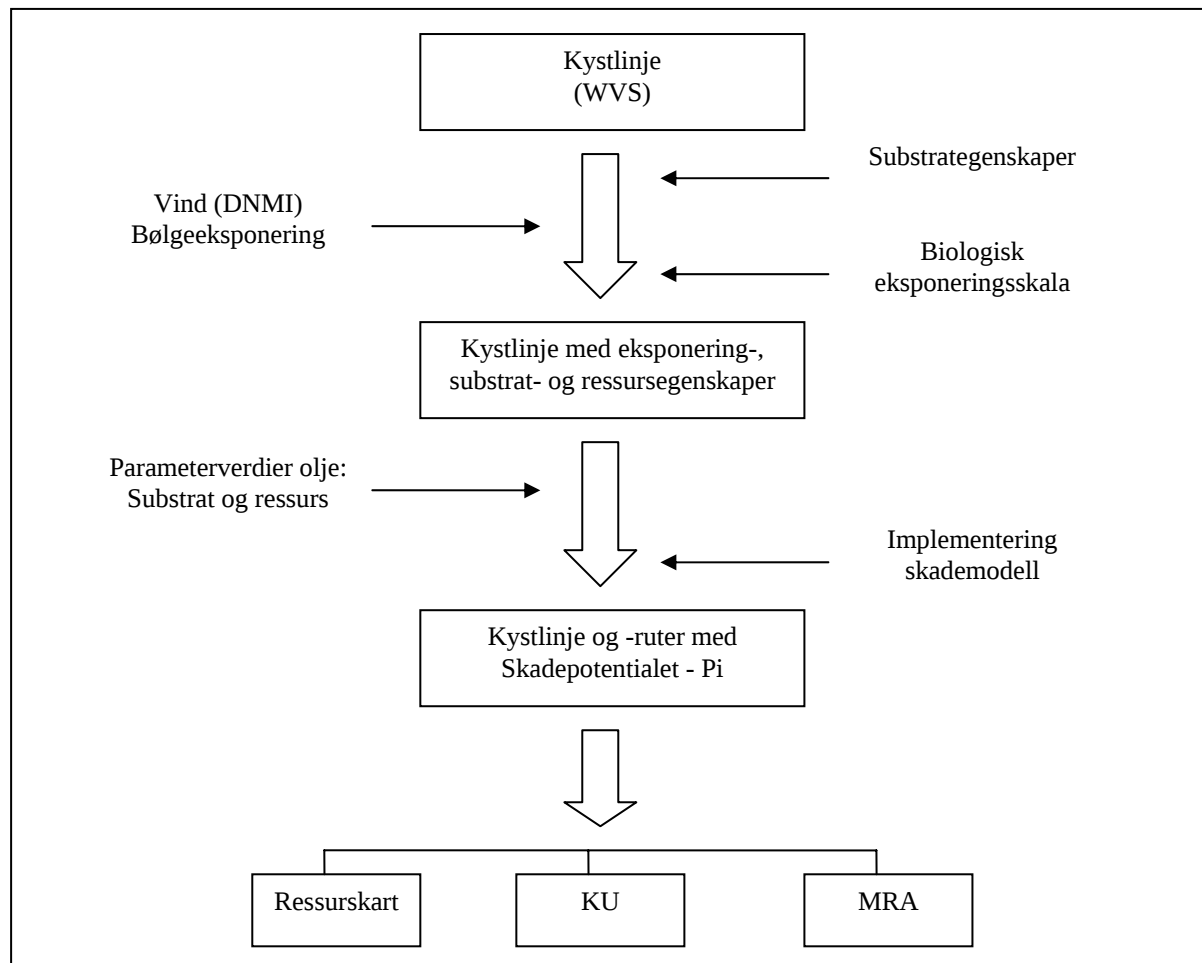
Både substrat og bølgeeksponering inngår derfor som en del av konseptet, mens strandorganismenes fordeling og antall er basert på observasjoner i felt, og deretter utledet som funksjon av biologisk eksponeringsskala. Det anvendte datagrunnlaget og de metodiske forutsetningene er beskrevet i detalj i kapittel 4.3.

4.2 *DamÅ-Shore* Konseptet; Hovedprinsipper & Algoritmer

Hovedprinsippene for *DamÅ-Shore* er i sin helhet beskrevet av Moe et al. (2000a, b), og det vises til disse arbeidene for utfyllende detaljer.

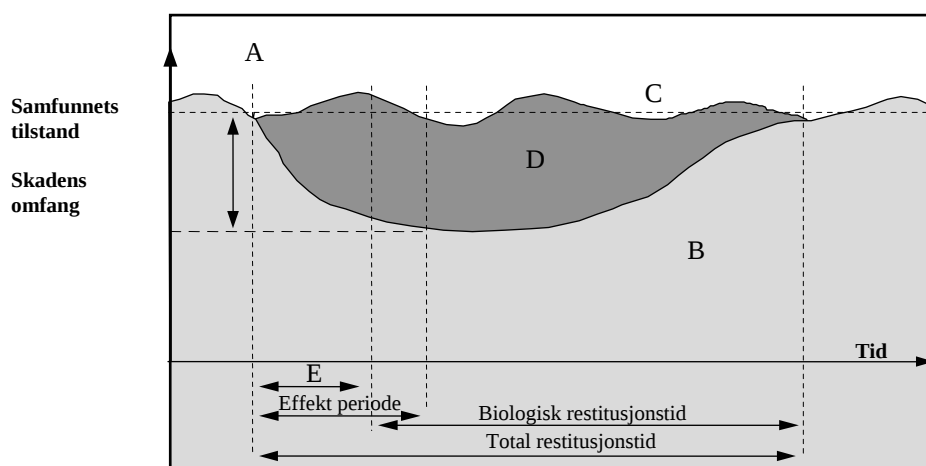
4.2.1 Overordnet Tilnærming

DamÅ-Shore utgjør et helhetlig konsept for semi-kvantitative analyser av skadepotensialet ved akutt oljeforurensning på strand. Den faglige tilnærmelsen er forankret i stranda som en dynamisk del av det marine økosystem, hvori inkludert sammenhengen mellom naturlig forekommende nøkkelarter, substrat og bølgeeksponering. Miljøets iboende sårbarhet for olje ivaretas ved de fysiske faktorer som styrer habitatets evne til å akkumulere og holde på olje på kort og lang sikt, i kombinasjon med de respektive organismenes følsomhet for olje og oljederivater over samme tidsvinduer. Konseptets hovedelementer er skissert i figur 4.1.



Figur 4.1. Hovedelementene, gangen i og resultatene av implementering av DamÅ-Shore.

Modellen beskriver skadepotensialet som en kontinuerlig funksjon av omfanget av og varigheten på skaden (figur 4.2, neste side).



Figur 4.2. Virkning av oljeforurensning på strandsamfunn eller nøkkelpopulasjoner. Skaden uttrykkes som det mørkt skraverete feltet (D). A: Tiden oljen overlapper med ressursen; B: Restitusjonsprosessen etter et oljeutslipp; C: Naturlig tilstand (inkludert naturlige fluktuasjoner) uten olje; E: Eksponeringsperioden, perioden før restitusjonsfasen initieres. Modifisert etter Lein et al. (1992).

4.2.2 Nøkkelfaktorer & Algoritmer

Som basis for konseptet er det utviklet georefererte datasett (ArcView shapefiler) som hver i sær gir uttrykk for de faktorene som er av betydning for skadepotensialet¹ (se også figur 4.1):

- Strandmiljøets substrat og topografi; med kontinuerlig fordeling av naturlig forekommende strandtyper som klippe, sva, blokkstrand, grusstrand, sandstrand og leirstrand, som deretter tillegges egenskaper av betydning for ressursfordeling og akkumulering av olje.
- Bølgeeksponering; hvor bølgeenergiens virkning på miljøkomponentene og strandas selvrensningsevne beregnes på basis av historiske vinddata fra DNMI.
- Strandmiljøets ressurser; hvor fordeling og antall ind. av nøkkelarter er opparbeidet på grunnlag av et stort antall observasjoner og deretter beregnet som kontinuerlig funksjon av de respektive artenes relasjon til bølgeeksponering.

Selve analysene kan derfor implementeres ved hjelp av skreddersydde rutiner i ArcView², hvor ovenstående prinsipper og faktorer er satt i sammenheng i form av følgende uttrykk:

$$P_i = \frac{d_{\max}}{T_{cr}} \left(\gamma_m \left(\frac{t_{m,ref1}}{T_{NoIce}} + t_{m,ref2} \right) + \gamma_p t_p \right)$$

hvor:

- P_i = Prinsippal sensitivitetsindeks
- $d_{\max}$ = Maksimalt skadenivå
- T_{cr} = Overordnet tidsvindu. Faktoren er artsspesifikk og introdusert for å kompensere for naturlige variasjoner i samfunnsstatus mellom tidspunktet samfunnet eksponeres (eks. ved tid t_0 når ressursen eksponeres for olje) og tidspunktet samfunnet restitueres (eks. ved tid $t_{restituert}$ når ressursen er tilbake til "normal" tilstand).
- γ_m = faktorverdi for effektperioden [0, 1], feks. raten $d(t)$ bruker for å nå $d_{\max}$
- γ_p = faktorverdi for restitusjonsperioden [0, 1], feks. raten $d(t)$ bruker til å nå "normalt" nivå.

¹ DamÅ-Shore består av ytterligere en komponent, isstatistikk; i praksis sannsynligheten for is i tid og rom. Denne parameteren kommer imidlertid ikke til anvendelse i foreliggende arbeid og er derfor ikke beskrevet ytterligere.

² Dette øker flerbruks- og gjenbruksverdien av både data og resultater, som således kan brukes i andre, tilsvarende GIS- og Web-baserte konsepter som feks. ContAct (Skeie et al. 2000).

t_m = effekt perioden
 $t_{m,ref}$ = effekt intervallet i tid t_m
 t_p = den biologiske restitusjonsperioden, og
 E = bølgeeksponering som funksjon av isdekning, hvor $E_{noIce} = 1$ i foreliggende arbeid.

De metodiske prinsipper for konseptet, inkl. grunnlagsdata og resultater for Svalbard, Hopen og Bjørnøya, er i sin helhet publisert i Moe et al. (2000a), og det vises til dette arbeidet for de utledede algoritmene.

4.3 Grunnlagsdata

DamA-Shore konseptet bygger på fire hovedgrupper med inngangsdata, henholdsvis kart over kysten, geomorfologi (substrat og topografi), bølgeeksponering og ressursfordeling (og beregnet tetthet når det har vært tilgjengelig). En oversikt over datakilder, spesifikasjoner av grunnlagsdata, samt metodikk for tilrettelegging av data er presentert i foreliggende kapittel. Selve implementeringen i GIS er beskrevet i kapittel 4.4.

4.3.1 Grunnlagskart kyst

Grunnlagskartene er basert på Sjøkartverkets hovedkartserie i målestokk 1:50.000 tilsvarende vektoriserte kart med en rekke temaer. To av disse temaene, kystlinjen (linjedata) og forstrand (polygoner), ble i sin tid valgt ut og konvertert til ArcView shapefiler ved hjelp av skreddersydde rutiner. Alle linjedata for geomorfologi og nøkkelarter/samfunn er direkte utledet av disse dataene.

4.3.2 Geomorfologi; Substrat & Topografi

I regi av SFT, flere oljeselskaper og SINTEF ble det på slutten av 1980- og begynnelsen av 1990-tallet opparbeidet en mer eller mindre landsdekkende kartserie med miljødata. Materialet, delvis utledet av flyfoto, delvis ved observasjoner i felt og historiske data, ble klassifisert og avtegnet på papirkart i målestokk 1:50.000 (Hoddø et al. 1990; Klokk et al. 1982, 1984; Tømmerraas et al. 1985, 1986; Østebrot et al. 1985, 1984a,b,c). De geomorfologiske karaktertrekkene er gruppert i to hovedklasser som funksjon av substrat og partikkelstørrelse; hhv. løsmasse og fast substrat, hvor den første er delt opp i fem underklasser, den siste i to underklasser. Denne klassifiseringen er dokumentert i tabell 4.1.

Tabell 4.1. Substratklassifisering og hovedkarakteristikk. Utledet av Hoddø et al. (1990); Klokk et al. (1982, 1984); Tømmerraas et al. (1985, 1986); Østebrot et al. (1985, 1984 a,b,c).

Substrat	Hovedkarakteristikk
Løsmassestrender	
Leirstrand	Strender dominert av finkornet sediment (<0,063 mm) inkludert varierende mengder leire (<0,002 mm) og mudder (0,002-0,063 mm).
Sanddyne	Bakenforliggende strand*
Sandstrand	Strender med finkornet sediment i størrelsesorden 0,064-6 mm, inkludert varierende mengder sand (0,064-2 mm) og fin grus (2-6 mm).
Stein strand	Strender med grovkornet sediment med varierende størrelse 64-280 mm, også inkludert varierende innslag av grus (2-64 mm).
Blokkstrand	Strender bestående av blokk og større stein (>280 mm), oftest inkludert signifikante mengder av andre sedimentfraksjoner.
Fastfjell	
Klippe	Bratte bergskrenter i større skala.
Sva	Berggrunnsoverflater av mindre skala og med liten helning.

*For Rogaland er det benyttet egne klasser for stein+dyne, blokk+dyne og sand+dyne. Disse klassene er benyttet der stranden er klassifisert som henholdsvis stein, blokk eller sand med sanddyne utenfor.

I foreliggende prosjekt ble karaktertrekkene fra de analoge kartene tillagt den digitale kystlinjen fra Sjøkartverket (1:50000) manuelt, sektor for sektor, ved bruk av skreddersydde ArcView rutiner. Resultatet av denne tildelingen er en kystlinje med kontinuerlig fordeling av geomorfologiske egenskaper, som vist i kapittel 5.

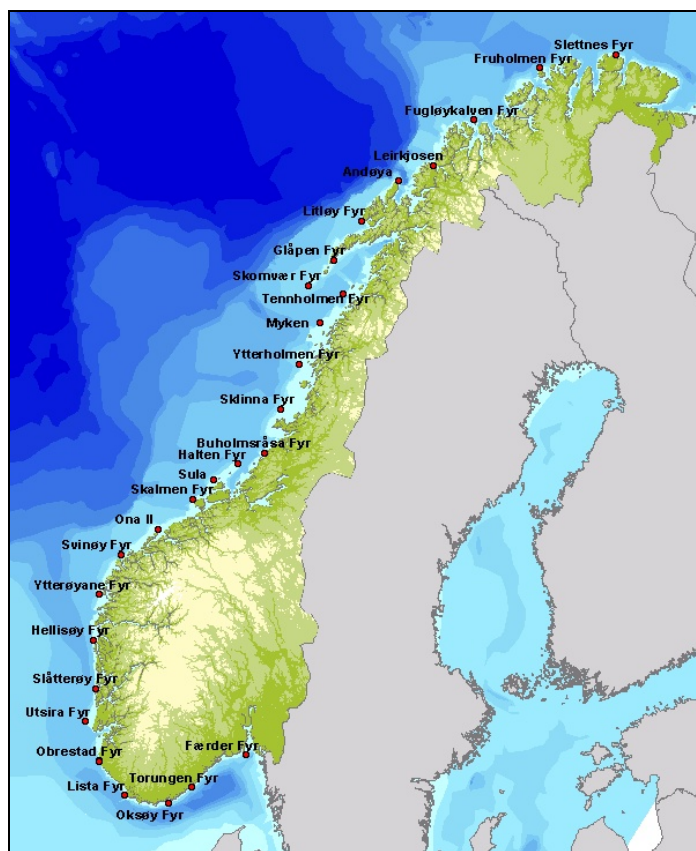
Ovenstående kartserie dekket imidlertid ikke området mellom Stavanger og fylkesgrensa til Hordaland (Viksefjord). Dette området er derfor kartlagt på basis av flyfoto som ble stillet til rådighet av Statens kartverk i Rogaland. Opparbeidelsen fulgte stort sett samme metodikk som kartverket anvender i denne type arbeider, med unntak av det ble brukt lupe i stedet for stereoskop. Manglende kvartær-geologiske kart for den sørligste delen av området begrenset dessverre muligheten til å skille mellom kategoriene steinstrand og blokkstrand, og disse kategoriene er derfor klassifisert som steinstrand.

Den topografiske karakteristikken av strendene refererer til tørrfallsområder fra Sjøkartverkets hovedkartserie. Tørrfallsområder er områder med bredde på over 10 m, og som er lokalisert i sonen som strekker seg fra 0,5 m under lavvann ved springflo og gjennomsnittlig høyvannsnivå.

4.3.3 Vind- & Bølgeeksponering

DamÅ-Shore konseptet består også av en modell for beregning av bølgeeksponering. Denne modellen utgjør et sentralt element, primært for beregning av inngangsverdier til EXPON og videre forventet artsfordeling (jf. kapittel 4.3.4 for metodebeskrivelse med referanser), men også for beregning av strandas selvrensningsevne. Eksponeringsmodellen er basert på prinsippet om at bølgeenergien er en funksjon av vindens varighet og styrke i kombinasjon med den frie strekningen vinden blåser over ("wind wake"), og ble først presentert av Baardseth (1970) og senere modifisert av bla. Tangen (1976); Lein & Oug (1983); Oug et al. (1985).

I denne sammenhengen er modellen implementert ved hjelp av skreddersydde rutiner i ArcView på basis av historiske vinddata fra DNMI og sjøkart i målestokk 1:250.000 fra WVS. En oversikt over de utvalgte stasjonene for dette datamaterialet er gitt i figur 4.3. Resultatene gir en sektorvis inndeling av bølgeenergien i gitte kategorier som vist i kapittel 5.1.



Figur 4.3. Utvalgte vindstasjoner. Kilde: DNMI.

4.3.4 Biologiske ressurser

Strandas flora og fauna, uttrykt ved arter eller artsgrupper og deres respektive betydning for livet i fjæra, danner ressurskomponenten i DamÅ-Shore konseptet. I første omgang skilles det mellom bunntyper, hhv. hardbunn og bløtbunn.

Det tilgjengelige kunnskaps- og datagrunnlaget varierer imidlertid svært mye. Hardbunnshabitater har vært gjenstand for systematiske studier langs store deler av kysten i regi av UiTø og IFM over flere år, mens relevante studier av bløtbunnfjæra er meget begrenset i antall, og mest av lokal og sporadisk karakter. Under opparbeidelsen av et mest mulig helhetlig uttrykk for ressurskomponenten er det derfor anvendt både anerkjente økologiske prinsipper og metoder (hardbunn) så vel som faglig skjønn (bløtbunn). På hardbunn er artenes fordeling og antall utledet som funksjon av bølgeeksponering ved hjelp av metodikk for biologisk eksponeringsskala. Bløtbunnsmiljøet er utledet mer kvalitativt på grunnlag av tilgjengelig informasjon, hvor partikkelstørrelsesfordeling er antatt å være en styrende faktor. De metodiske prinsippene for disse beregningene er beskrevet i detalj i det følgende.

4.3.4.1 Hardbunn

Grunnlagsdata

Det faglige grunnlaget og forutsetningene for biologisk eksponeringsskala er beskrevet av Årrestad & Lein (1993); Kvist & Lein (1999). Disse prinsippene ble anvendt under implementeringen av DamÅ-Shore konseptet for Troms og Finnmark, hvor det ble utviklet egne responskurver for dominerende fjærearter (Stige et al. 1999; Moe et al. 2000)³.

Responskurvene ble implementert på 5x5 km rutenett ved hjelp av en multippel regresjonsmodell, hvor geografisk område ble brukt som prediktorvariabel i tillegg til bølgeeksponering. De biologiske grunnlagsdataene besto av observerte mengdeverdier til 21 potensielt dominerende fjærearter fra i alt 204 lokaliteter i Finnmark og 52 lokaliteter i Troms, se tabell 4.2.

Tabell 4.2. Antall stasjoner for registrering av hardbunnsflora og -fauna i forbindelse med arbeidet med biologisk eksponeringsskala i regi av UiTø og IFM.

Område	Ant. stasjoner/arter	Kilde
Finnmark (69°50'-71°07'N; 21°22'-31°10'Ø)	204 / 21	Lein et al. 1987a, b, 1988; Lein & Oug upublisert
Troms (69°17'-70°10'N; 17°59'-19°58'Ø)	52 / 21	Lein & Küfner 1990; Oug et al. 1984; Lein & Oug upublisert
Vesterålen (68°35'-69°05'N; 14°53'-15°30'Ø)	82 / 23	Sevrinsen 1997
Helgelandskysten (65°30'-66°30'N)	78 / 22	Lein et al. 1993
Sør-Trøndelag (63°30'-63°45'N)	70 / 21	Hansen 1995
Sogn og Fjordane (61°00'-62°06'N)	109 / 22	Kruskopf & Lein 1997
Hordaland (59°17'-60°47'N)	96 / 23	Osland 1985; Kvist & Lein 1999

Langs kysten fra Nordland og sørover til Hordaland er det utviklet tilsvarende responskurver for fem hovedområder ved bruk av metodikk for biologisk eksponeringsskala (jf. Årrestad & Lein 1993; Kruskopf & Lein 1998). En oversikt over antall stasjoner og antall arter i grunnlagsmaterialet er gitt i tabell 4.2. Ved hjelp av en iterativ prosedyre estimeres følgende:

1. responskurver for en gruppe potensielt dominerende fjærearter, og
2. biologiske eksponeringsverdier (BEV) for lokalitetene inkludert i analysen.

I den siste prosedyren gis først lokalitetene omtrentlige, foreløpige eksponeringsverdier. Foreløpige responskurver blir beregnet ut fra disse ved hjelp av polynomregresjon for hver art. Nye

³ Responskurvene er i utgangspunktet basert på observasjonsdata fra et større antall stasjoner, og gir uttrykk for forventet mengde av utvalgte nøkkelarter og artsgrupper som funksjon av bølgeeksponering. Responskurvene kan deretter "ekstrapoleres" til andre et eller flere områder hvor artsfordelingen er ukjent, forutsatt beregning av dette / disse områdenes bølgeeksponering.

eksponeringsverdier blir så beregnet ut fra de foreløpige responskurvene og de observerte artsmengdene. Nye responskurver beregnes så ut fra de nye eksponeringsverdiene, osv. Prosedyren blir utført ved hjelp av det spesialutviklede PC-programmet EXPON (Årrestad & Lein 1993). De endelige eksponeringsverdiene, på en skala fra 0 (mest eksponert) til 9 (mest beskyttet) kan tolkes som indikatorer på bølgeeksponering som opplevd av langlivede organismer i fjæra. De endelige responskurvene viser mengden av hver art som funksjon av bølgeeksponering målt på den biologiske eksponeringsskalaen.

De biologiske dataene er samlet fra lokaliteter med stabilt substrat (svaberg eller store steiner) i fjæra ut fra stratifiserte, randomiserte samplingprosedyrer, slik at et bredt spekter av eksponeringsgrader ble samlet fra hvert område. En lokalitet besto av et 8 m bredt transekt som gikk fra den øvre til den nedre del av fjæresonen. Artsmengder ble notert som maksimal mengde på en semi-kvantitativ skala (se tabell-VII-1). Troms-dataene ble innsamlet etter en noe annerledes prosedyre, og måtte transformeres for å kunne inngå i analysene (for detaljer, se Moe et al. 2000b).

Data kompilering

Den første målsetningen med databehandlingen var å utnytte all den ovennevnte informasjonen, dvs. responskurvene utviklet med en multiplere regresjonsmodell for Troms og Finnmark og med biologisk eksponeringsskala-metodikk for områdene lenger sør, til å konstruere tredimensjonale responskurver som viser mengden av hver art som funksjon av bølgeeksponering og lokalisering langs kystlinjen. For å oppnå dette måtte de to typer responskurver føres over til en felles skala, og brå, biologisk sett utolkbare forskjeller mellom områder jevnes ut (se Vedlegg I for detaljer).

De tredimensjonale, utjevnete responskurvene utgjorde grunnlaget for å konstruere kart med forventede artsforekomster. Fra responskurvene ble det konstruert tabeller med forventet forekomst av hver art for hver eksponeringsgrad (tilsvarende BEV 0,...,9) for hvert område. Deretter ble det konstruert ressurskart på 5x5 km skala for hver art basert på tabellene og beregnet bølgeeksponering i hver rute.

Noen nøkkelkarakteristika for hardbunnsstrender

Noe av det mest iøynefallende ved en hardbunnsstrand langs norskekysten er den vertikale soneringen. Fra lavvannsnivå til den høyeste sjøsprøytsonen er stranden delt opp i bånd som kjennetegnes ved forskjellige dominerende alger og dyr. Tare vokser bare i den laveste sonen. Høyere oppe danner ofte alger som grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og blæretang (*Fucus vesiculosus*) tette bestander. Blåskjell (*Mytilus edulis*), fjærerur (*Semibalanus balanoides*) eller albusnegl (*Patella vulgata*) kan også dominere enkelte steder. Veksten i den øverste delen av fjæra er typisk begrenset av fysiologisk stress (uttørking, frost) som de enkelte arter tolererer i forskjellig grad. Vanlig fjærehinne (*Porphyra umbilicalis*) er blant de artene man finner i sjøsprøytsonen.

Dette mønsteret er ikke ensartet langs en strandlinje. I tillegg til lokal variasjon forårsaket av topografi, forskjeller i bakgrunn med hensyn til forstyrrelser og suksesjon, ujevnt sporedslag etc., finnes trender på større skala som er korrelert med viktige miljøfaktorer. Det har lenge vært kjent at bølgeeksponering kan være av stor betydning for samfunnsstrukturen i fjæresonen (feks. Lewis 1964, Dalby et al. 1978). Blæretang med blærer (*F. vesiculosus f. vesiculosus*) og grisetang er eksempler på alger som har høyeste forekomster ved lav til moderat bølgeeksponering. Andre alger som blæreløs blæretang (*F. vesiculosus f. evesiculosus*) og båetang (*F. distichus f. anceps*) finnes bare der bølgeeksponeringen er høy. Bølgeeksponeringens påvirkning på fjæresamfunn har blitt grundig studert og dokumentert, i Norge ofte med bruk av biologisk eksponeringsskala-metodikk.

Substrattype er en annen faktor som påvirker artsfordelingene. På bratte klipper treffer mindre lys substratet og vannet renner lettere av slik at organismene raskere tørker ut. Dette favoriserer rur og blåskjell på bekostning av alger som grisetang. Strender med små steiner har mindre stabilt substrat enn strender med større steiner eller svaberg. Organismene som vokser på strender med ustabil substrat risikerer periodiske katastrofale begivenheter når steinene forflyttes under uvær. Dette favoriserer kortlivede arter i forhold til spesielt grisetang, som trenger flere år på å nå reproduktiv

alder. Andre miljøfaktorer som kan påvirke artsfordelingen på en mellomskala er ferskvannspåvirkning, temperatur og isskuring.

Et storskala fordelingsmønster henger sammen med temperatur (Rueness et al. 1990). Både sommer- og vintertemperatur kan bestemme overlevelse, vekst og reproduksjon til en art (feks. Lüning 1990). Enkelte arter når sin nordligste utbredelsesgrense i Norge og antall arter minker nordover langs norskekysten. Noen få arter har høyere forekomster i Nord-Norge enn lenger sør, feks. båtang (*F. distichus*). Andre biologisk viktige miljøfaktorer som varierer langs norskekysten er lysforhold, tidevann og biotiske faktorer som konkurranse, predasjon og beiting.

Fordelingsmønstre sett på mindre skalaer kan variere mellom geografiske områder. Ett eksempel på dette er at enkelte arter finnes høyere oppe i fjæresonen i Nord-Norge enn i Sør-Norge (Lein & Küfner 1990). Også responsen på bølgeeksponering kan variere langs kysten for enkelte arter (Lein et al. 1993; Hansen 1995, basert på data som er inkludert i foreliggende rapport). *Så vidt forfatterne vet blir analysene som presenteres i foreliggende rapport om fjæreararters respons på bølgeeksponering det første forsøket på å inkludere all tilgjengelig informasjon fra forskjellige deler av norskekysten i et felles rammeverk.* I tillegg til å utgjøre grunnlaget for en enhetlig prediktiv modell, kan det bidra til en bedre forståelse av regionale forskjeller i fjæreararters respons på bølgeeksponering.

En oversikt over biologiske karakteristika for noen dominerende hardsbunnsarter og artsgrupper som har vært gjenstand for videre analyser er gitt i tabell 4.3.

Tabell 4.3. Dominerende hardbunnsarter og artsgrupper i analyseområdet og deres viktigste karakteristikk. Kilde: Ruess (1977).

Arter/Artsgrupper	Hovedkarakteristikk
Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)	Grisetang; tilsvarende dominerende art i tidevannssonen på mer beskyttede områder, hvor også grisetangen er en strukturerende art for et komplekst og artsrikt samfunn. Arten kan bli over 20 år gammel og denne samfunnstypen kan derfor betraktes som relativt stabil. Arten er utbredt langs hele kysten, med de rikeste forekomstene på Vestlandet og nordover.
Krasing (<i>Corallina officinalis</i>)	Krasing er representant for kalkalger (rødalger), og danner tette matter i nedre del av littoralen på eksponerte lokaliteter. Den assosierte floraen og faunaen er rik, med innslag av bla. amphipoder. Samfunnet er relativt stabilt fra år til år, noe som indikerer langsom vekst.
Blæretang (<i>Fucus vesiculosus</i>)	Blæretang; er gjerne fordelt med høy tetthet noe høyere opp på stranda enn Grisetangen, men også den opptrer mest på beskyttede til moderat eksponerte områder. Den assosierte floraen og faunaen er mye lik Grisetangens, men mindre artsrik. Samfunnet er også mindre stabilt, Blæretangen blir sjelden mer enn 7 år gammel. Arten er meget vanlig langs hele kysten. Arten er vanlig langs hele kysten.
Albuskjell (<i>Patella vulgata</i>)	Albuskjell; er en vanlig snegleart som kan beite i stort antall i moderat eksponert til beskyttede deler av littoralen, og på den måten bidrar til å "stabilisere" algedekket og forme de respektive samfunnene. Albuskjellet når en alder av omlag 10 år og forekomstene holder seg således relativt stabile. Egg og larver er pelagiske.
Vanlig strandsnegl (<i>Littorina littorea</i>)	Strandsnegl; er i hovedsak representert ved Vanlig Strandsnegl som kan opptre i stort antall på mer beskyttede områder. Som Albuskjellet beiter den på store og små alger og bidrar således til å holde tilbake vekst, dekningsgrad (canopien) og tetthet av algene. Strandsnegl blir vanligvis ikke mer enn 5-6 år gamle. Egg og larver er pelagiske.
Filtrerende organismer	Filtrerende organismer; er representert ved Blåskjell (<i>M. edulis</i>), Trekantmark (<i>Pomatoceros triqueter</i>), Rur (<i>S. balanoides</i>) og <i>Spirorbis spp.</i> , dvs. fastsittende arter som filtrerer vannet for opptak av næring. Livssyklus varierer fra art til art, men alle har pelagiske egg og larver.
Tare	Tare; er i første rekke representert ved Butare (<i>Alaria esculenta</i>) og Fingertare (<i>Laminaria digitata</i>). Disse artene vokser i nedre del av tidevannssonen (og sublittoralt) og kan danne tette "skoger", som igjen danner forutsetninger for en meget rik flora og fauna av andre arter. Tareskogen er meget produktiv, og utgjør også viktige oppvekstområder for fisk så vel som næringsområder for sjøfugl.

4.3.4.2 Bløtbunn

Grunnlagsdata

I forhold til hardbunn, er bløtbunnshabitatet i fjæra langt mindre undersøkt (jf. feks. Mannvik & Larsen 1992). (Merk at dette ikke gjelder sjøsonen, som flere steder har vært gjenstand for mer eller mindre regelmessig overvåking over mange år.) De fleste arbeidene er enten eldre (Dons 1937, 1949), fokuserer på enkeltarter (Fauchald 1963), og/eller av mer sporadisk og lokal karakter (Strömgren et al. 1973; Tunberg 1981, 1982; Oug et al. 1987). Med unntak av Tunberg (1982); Skeie (1987); Leinaas et al. (1987); Oug et al. (1991); Oug (2001) har langt de fleste arbeidene hatt en kvalitativ tilnærming.

De øvre deler av fjæra og det terrestre miljøet i tilknytning til sprutsone har imidlertid vært gjenstand for et tilnærmet landsdekkende studie. Dette arbeidet pågikk over flere år, og målet var å registrere botaniske verdier på havstrand med tanke på prioritering og vern. Strandenger, inklusivt undervannsenger med ålegress (*Zostera* spp.), er feks. dekket av dette studiet. Slike habitater er svært produktive og høyst relevant mhp. integrering i DamØ-Shore for vurdering av skadepotensialet. Dette materialet er derfor grundig vurdert og evaluert for eventuelt bruk i konseptet.

Disse vurderingene og evalueringene er i sin helhet gjengitt i Vedlegg II, hvor det også er gitt full referanse til kildematerialet. Resultatene viser imidlertid begrensninger i sammenfall av lokaliteter med bløtbunn gitt i kartmaterialet som er utledet fra papirutgaven av beredskapskartene fra 1990-tallet (jf. kapittel 4.3.2) og de respektive havstrandslokalitetene. Dette kan delvis forklares ved at havstrands-lokalitetene er lokalisert et stykke opp på stranda, i overkant av det som trolig har vært fokus for beredskapskartene. Det er derfor konkludert med at dette materialet desverre ikke er entydig og direkte anvendbart i konseptet.

Hovedkarakteristikk

Uttrykket for forekomster og fordeling av bløtbunnsfaunaen er derfor utledet på samme måte som for Finnmark-Troms (Moe et al. 2000b), dvs. som et kvalitativt uttrykk basert på generisk biologisk kunnskap. Ovenstående studier, i kombinasjon med en antagelse om at mange arter har en preferanse for gitte typer substrat, og brukt som støtte for dette uttrykket. I så måte er den beregnede eksponeringsgraden sammenholdt med substratets partikkelstørrelsesfordeling for å reflektere habitatets eksponeringsgrad og stabilitet.

I praksis er det satt en grense i eksponeringsgraden som skiller eksponerte vs. beskyttede bløtbunnslokaliteter. Dette er fornuftig; på lokaliteter som er utsatt for mye bølgeenergi vil sedimentet være gjenstand for omvelting og forstyrrelse, og vil derfor være dominert av relativt grovkornet substrat (som feks. sand). Faunaen er tilpasset disse næringsfattige forholdene, og vil alt overveiende bestå av mer eller mindre opportunistisk arter med korte/hurtige generasjonsvekslinger. I mer beskyttede områder vil sedimentet ikke være gjenstand for samme fysiske påvirkning og derfor være mer finkornet. Det organiske innholdet i finkornet sediment som silt og leire er i tillegg langt høyere enn i sedimenter dominert av sand. Slike lokaliteter vil derfor som oftest ha en høyere biomasse og et relativt betydelig innslag av flerårige arter. Samlet sett er både artsrikdommen; antall arter så vel som individer, trolig langt større på beskyttede bløtbunns-lokaliteter enn lokaliteter med beliggenhet ut mot havet.

Basert på ovenstående tilnærming er det i tabell 4.4 gitt en kort oppsummering av inndelingen som er brukt som inngangsdata til DamØ-Shore. Dominansen av *Arenicola marina* er også tilkjennegett i arbeidene til Skeie (1987); Leinaas et al. (1987); Oug et al. (2001), hvor det i sistnevnte også er angitt betydelig forekomster av fjæremark på mer beskyttede lokaliteter. Dette understreker at inndelingen og karakteristika ikke må betraktes som absolutter, men mest som en indikasjon. Oug et al. påviste feks. mer enn 40 forskjellige arter flerbørstemark på sine 10 stasjoner, hvorav flere med tildels store forskjeller i tetthet stasjonene i mellom.

Grunnlagsmaterialet gir få holdepunkter for å trekke opp en nord-syd gradient; dekningsområdet tilhører som kjent de to subprovinsene Finnmark (fra Lopp havet og østover) og Den vestnorske (Lopp havet-Egersund), hvor forskjellene i fysiske forholdene først kommer sterkt til uttrykk i de respektive randsone (Finnmark øst og mot Egersund). Under arbeidet med Finnmark-Troms ble det bare påvist mindre forskjeller i utbredelsesområdet for enkelte arter (feks. Albuskjell, se Moe et al. 2000b). Tilsvarende forskjeller vil i så fall trolig komme mest til kjenne subprovinsenes randsoner mot øst og mot sør.

Tabell 4.4. Utvalgte bløtbunnsarter og artsgrupper i analyseområdet og deres viktigste karakteristikk.

Arter/Artssamfunn	Hovedkarakteristikk
<i>Arenicola-Oligochaeta</i>	<i>Arenicola-Oligochaeta</i> -samfunn; som tilsvarer samfunn på sandstrender med økende grad av finkornet materiale i beskyttede områder. Det kan således deles i ytterligere undergrupper; en for ytre, eksponerte områder og en for mer beskyttede områder. På den første typen synes fjæremarken og fåbørstemark å dominere. Innslaget av mindre flerbørstemark og muslingen <i>Macoma balthica</i> er begrenset. Disse to artene er derimot mer typisk for den andre typen.
<i>Macoma-Oligochaeta</i>	Representerer samfunn på silt-leirestreder, hvor det ved siden av store antall fåbørstemark, <i>M. balthica</i> og andre mollusker, også kunne være betydelig innslag mindre flerbørstemark som <i>Capitella capitata</i> og <i>Polydora elegans</i> .

* Merk at de aller ytterste lokalitetene trolig vil være dominert av relativt grovkornet substrat og mer opportunistiske arter med korte livslengder og hurtige generasjonsvekslinger.

4.4 GIS Analyser & Rutiner

DamÅ-Shore og integrerte modeller i konseptet implementeres vha. av skreddersydde applikasjoner i ArcView. Rutinene er utviklet av Alpha og er i sin helhet beskrevet i Moe et al. (2000b). I det følgende gis en kort oversikt over analyser og rutiner for tilrettelegging av inngangsdata til DamÅ-Shore, samt selve implementeringen av konseptet.

4.4.1 Overføring av kartdata til shapefiler

Data fra Sjøkartverkets hovedkartserie (1:50.000) er overført til ArcView shapefiler med egne rutiner. Dette gjelder overføring av både punkt, linje og polygon. For å sikre en effektiv og konsistent koding av kystsegmentene (linjedata), ble det utviklet egne rutiner for den manuelle overføringen av substratdata fra beredskapskartene (jf. kapittel 4.3.2). Resultatene er kvalitetssikret i hht. rutiner som beskrevet i Moe et al (2000b). Det øvrige datamaterialet ble kvalitetssikret ved kontroll mot originaldata etter hvert som de ble opparbeidet. I tillegg har deler av substratdatasettet på bløtbunn vært gjenstand for egne tester og validering (se Vedlegg II).

4.4.2 Tilrettelegging av data

Data tilrettelegging er gjennomført på flere nivå. Det er blant annet beregnet en bølgeeksponeringsindeks - E_i , en ressursfordeling, og avslutningsvis som det ultimate resultat - en "Prinsipal sensitivitetsindeks" - P_i . For alle disse trinnene er det utviklet egne rutiner, inklusivt for overføring av data fra punkt- og linjetema til polygon- og rutedata.

4.4.3 Bølgeeksponeringsindeks

Bølgeeksponeringsindeksen - E_i - er beregnet for omlag 60.000 lokaliteter langs hele norskekysten. Lokalitetene ble valgt automatisk med jevn avstand langs kystlinjen. Eksponeringsindeksen ble deretter omregnet til biologiske eksponeringsverdier (BEV) basert på data fra Hordaland og Sogn og Fjordane. Til dette formål ble det benyttet type II ("geometrisk gjennomsnitt") regresjon. Dataene besto av BEV og manuelt beregnede E_i -verdier for 34 stasjoner i Hordaland (Kvist & Lein 1999) og 107 stasjoner i Sogn og Fjordane (Kruskopf & Lein 1997). Det ble funnet en lineær sammenheng mellom BEV og logaritme-transformerte E_i -verdier, tilsvarende:

$$\ln(E_i + 1) = 7.92 - 0.747 \text{ BEV}$$

Med grunnlag i de biologisk baserte eksponeringskalaer og beregninger av BEV (basert på E_i -verdier) for hele kysten, ble det etablert ressurskart med forventet artsmengde.

4.4.4 Implementering av DamQ-Shore

Ressurskart for arter/artsgrupper og nødvendige parameterverdier for skadebetraktninger på strand utgjør inngangsdata for implementering av DamQ-Shore modellen. Med basis i disse inngangsdataene kan algoritmen for beregning av P_i (jf. kapittel 4.2.2) operasjonaliseres ved bruk av et sett rutiner som beregner P_i for hvert enkelt kystsegment i de tilrettelagte datasettene på bakgrunn av de respektive substrattyper, ressursforekomster og bølgeeksponeringsgrad. Det er utviklet egne rutiner for tilrettelegging av resultatene som polygondata på rutenett.

4.5 Input verdier til DamQ-Shore

De enkelte parameterverdiene som inngår i uttrykket for P_i (jf. kapittel 4.2.2) utgjør sammen med ressurskart inngangsdata for implementering av DamQ-Shore. Under utviklingen av konseptet for Finnmark og Troms ble det gjort et grundig forarbeide med å definere de enkelte inngangsparametrene som skulle benyttes i modellen. Disse verdiene ble estimert på bakgrunn av faglige vurderinger av de enkelte arter og artgruppers sårbarhet for oljeforurensning, i kombinasjon med empiriske data fra felt- og laboratoriestudier av oljeeksponering. Disse vurderingene utgjør også basis for valg av parameterverdier for beregning av P_i -verdier for resten av kysten.

De faglige vurderinger og resultater er diskutert i detalj i Moe et al. (2000a, b) og det vises til disse arbeidene for ytterligere informasjon om inngangsverdier. En oversikt over disse verdiene er gitt i tabell 4.5 (tilsvarende de fysiske parametrene, $t_{m,ref}$, $t_{m,ref1}$, og $t_{m,ref2}$) og tabell 4.6 (tilsvarende de økologiske parametrene, d_{max} , γ_m , γ_p og t_p).

Tabell 4.5. Beregnede verdier av $t_{m,ref}$, $t_{m,ref1}$, og d $t_{m,ref2}$, for strandsubstrat. Verdiene er benyttet for implementering av modellen for beregning av sårbarhetsindeksen P_i (Principal vulnerability index) for ulike strandtyper. Den korresponderende $t_{m,ref}$ verdien som reflekterer topografiske karakterer i tørfallsområder er presentert i siste rad. For detaljerte diskusjoner av disse resultatene henvises det til Moe et al. (2000a).

Substrattype	$t_{m,ref}$	$t_{m,ref1}$	$t_{m,ref2}$
Leirstrand	10	3	7
Sandstrand	6	2	4
Steinstrand	10	4	6
Blokkstrand	10	4	6
Klipper	2	1	1
Svaberg	2	1	1
Topografi			
Foreshore flats > 10 m bredde	+ 2	-	-

Tabell 4.6. Beregnet verdi av $d_{\max}$, γ_m , γ_p og t_p for dominerende strand arter/artsgrupper. Verdiene er benyttet for implementering av modellen for beregning av sårbarhetsindeksen P_i (Principal vulnerability index) for ulike strandtyper. Artsgruppen filterspisere består av artene *Mytilus edulis*, *Pomatoceros triqueter*, *Semibalanus balanoides* og *Spirorbis* spp., mens artene *Alaria esculenta* og *Laminaria digitata* utgjør gruppen tang og tare. Bløtbunnssamfunnene er dominert av gruppene *Arenicola-Oligochaeta* og *Macoma-Oligochaeta*. Den første kan assosieres med sandstrand, mens den andre er vurdert som representative for leirstrand. En eksponeringsgradient er reflektert ved å dele *Arenicola-Oligochaeta* i en ytre og en indre sone, noe som korresponderer med generell kunnskap og Leinaas et al. (1987); Skeie (1987). For detaljerte diskusjoner av disse resultatene henvises det til Moe et al. (2000a).

Arter/Artsgrupper	$d_{\max}$ [0,1]	γ_m [0,1]	γ_p [0,1]	t_p
Hardbunn				
<i>Ascophyllum nodosum</i>	0,5	0,3	0,7	15
<i>Fucus vesiculosus</i>	0,8	0,3	0,5	5
<i>Corallina officinalis</i> *	0,8	0,5	0,6	8
<i>Patella vulgata</i>	0,7	0,6	0,4	6
<i>Littorina littorea</i>	0,5	0,4	0,3	5
Filterspisere	0,9	0,6	0,3	5
Tang og tare	0,2	0,2	0,2	3
Bløtbunn				
<i>Arenicola-Oligochaeta</i> (sand)				
Ytre	0,8	0,5	0,2	4
Indre	0,8	0,5	0,4	7
<i>Macoma-Oligochaeta</i> (leire)	0,8	0,5	0,6	9

* *C. officinalis* er vurdert å være en relativt robust art. Sårbarheten til den assosierte fauna, inkludert amfipoder, er vurdert som signifikant.

5. RESULTATER & DISKUSJON

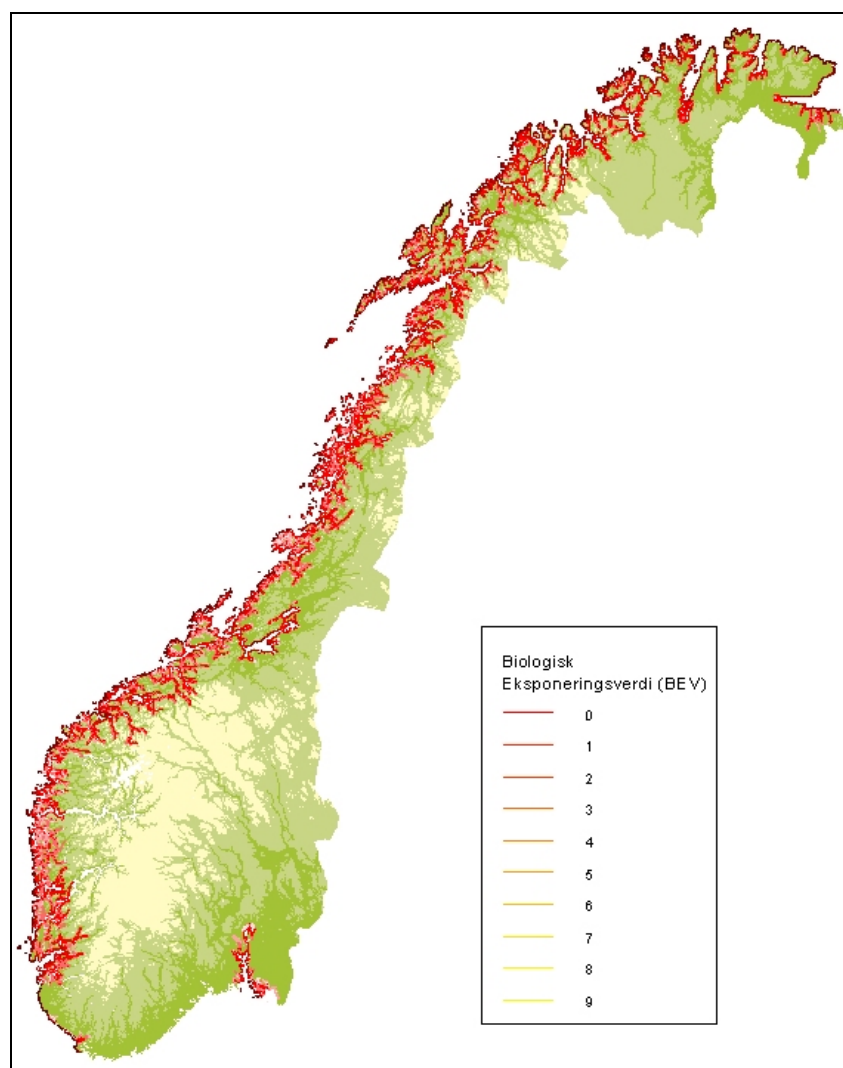
I det følgende er det gitt en presentasjon av utvalgte resultater fra implementeringen av DamÅ-Shore for norskekysten (ned til Lista). Utvalget gjengir både resultater fra tilrettelegging av grunnlagsdata, ”mellomregningene”, så vel som det ultimate uttrykk for skadepotensialet. Resultatene er diskutert med hensyn på videre bruk i konsekvensutredninger, miljørisikoanalyser og oljevern beredskapsplanlegging.

5.1 Grunnlagsdata & Resultater fra Datatilrettelegging

I foreliggende kapittel er det gjort en vurdering av de ulike inngangsdataene til de tre hovedkomponentene i DamÅ-Shore konseptet (vind- og bølgeeksponering, substrat og ressurs, den fjerde komponenten is er som kjent ikke benyttet i foreliggende arbeid), samt hvilken betydning de har for analysene og resultatene. Vurderinger av de enkelte faktorverdiene som er benyttet for substrat- og ressurskomponenten er imidlertid utfyllende dokumentert i rapporten fra implementeringen av Finnmark og Troms (Moe et al. 2000b), og det vises til dette arbeidet for detaljert informasjon.

5.1.1 Vind- & Bølgeeksponering

Resultatene av bølgeeksponeringsmodellen er vist i figur 5.1. Kartet er utledet av beregninger for omlag 60.000 stasjoner og ved bruk av WVS-data i målestokk 1:250.000.



Figur 5.1. Beregnet Biologisk eksponeringsskala – BEV.

Modellen er testet og utprøvet under arbeidet biologiske eksponeringsskala ved IFM (jf. Årrestad & Lein 1993; Kruskopf & Lein 1998; Kvist & Lein 1999), og utgjør en enkel og robust tilnærming til integrering av fysiske forhold i biologisk kontekst. Modellen er imidlertid følsom for kartgrunnlaget. Tester i under utarbeidelsen av foreliggende resultater viste at bruk av kartgrunnlag med høyere oppløsning (1:50.000) tilsynelatende underestimerte bølgeeksponeringen da beregningene ofte ble påvirket av de mange små øyene langs ytterkysten (- mindre øyer og skjær kommer som kjent ikke fram i 1:250.000 kartene). Avvik kommer også til uttrykk i områder hvor vinden er styrt av de topografiske forholdene på land, eksempelvis i trangere farvann og fjorder, hvor bruk av vinddata fra åpnere farvann kan være misvisende for retningen og underestimere strekningen vinden blåser over ("wind wake"). Dette er imidlertid avvik av mindre betydning for foreliggende arbeid.

Bølgeeksponeringen er antatt å være en kritisk faktor for forekomstene av arter og det respektive antall individer. I tillegg spiller bølgeeksponeringen en avgjørende rolle for utvasking av olje; selvrensningsevne er stor for strender i de mest eksponerte områdene. I DamÅ-Shore er dette forholdet ivarettatt av faktoren E (jf. kapittel 4.2.2) med tildeling av verdier i størrelsesområdet 0-1 som angivelse av "stor selvrensningsevne" (i eksponerte områder) og "liten selvrensningsevne" (i beskyttede områder).

5.1.2 Substrat

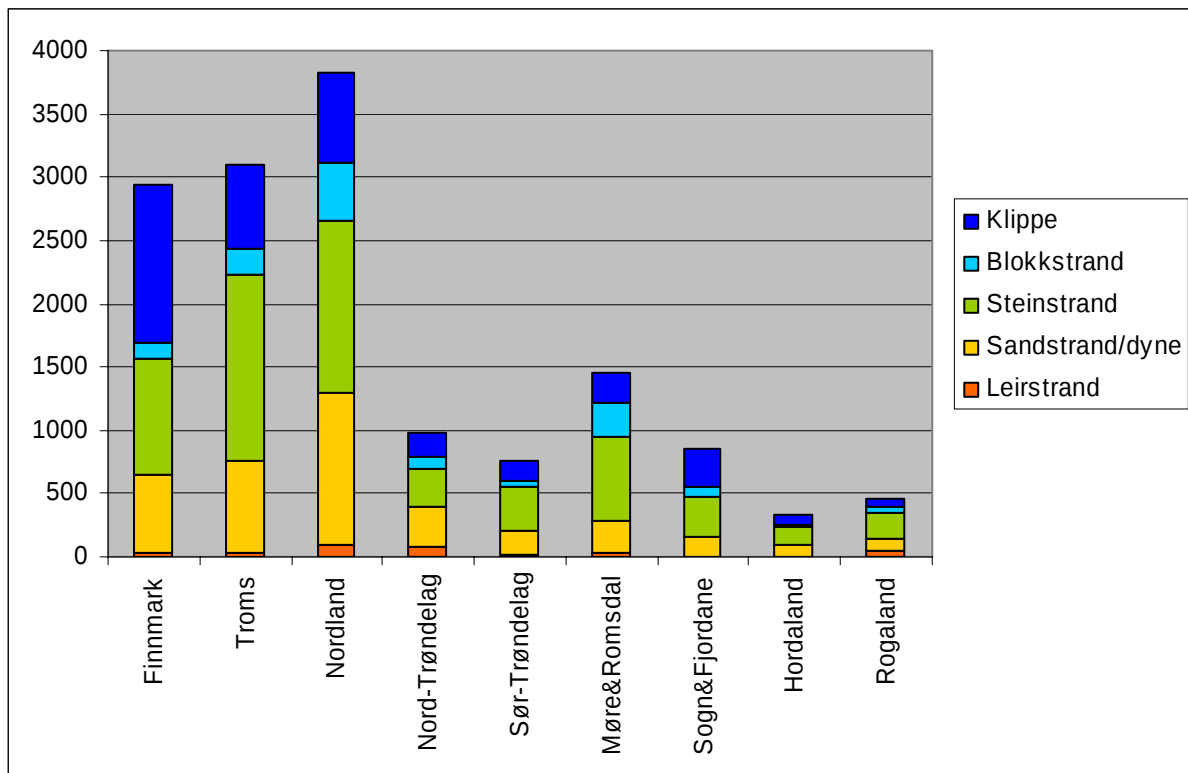
I marinøkologisk betydning er substratet en sentral habitategenskap, og er således av avgjørende betydning for hvilke arter som opptrer i de ulike strandområdene og deres respektive antall. I DamÅ-Shore er substratet tillagt ytterligere betydning som styrende for strandas evne til akkumulere og holde på oljen over tid. Dette er tilkjennegitt i faktorene $t_{m,ref}$, $t_{m,ref1}$ og $t_{m,ref2}$ (jf. kapittel 4.2.2 og tabell 4.5), som i sin tur er viktig for organismenes eksponering for olje og virkingen av dette over tid.

Resultater fra tilretteleggingen av substrategenskaper fra de analoge oljevernkartene (jf. kapittel 4.3.2 og det respektive grunnlagsmaterialet: Hoddø et al. 1990; Klokke et al. 1982, 1984; Tømmeraas et al. 1985, 1986; Østebrot et al. 1985, 1984a,b,c) i ArcView viser en del av det digitale formatets styrke. Resultatene kan nå enkelt brukes i statistiske sammenstillinger og videre analyser. I tabell 5.1 er det gitt et utvalg av disse resultatene i form av de respektive substrattypenes fylkesvise andel målt i kilometer.

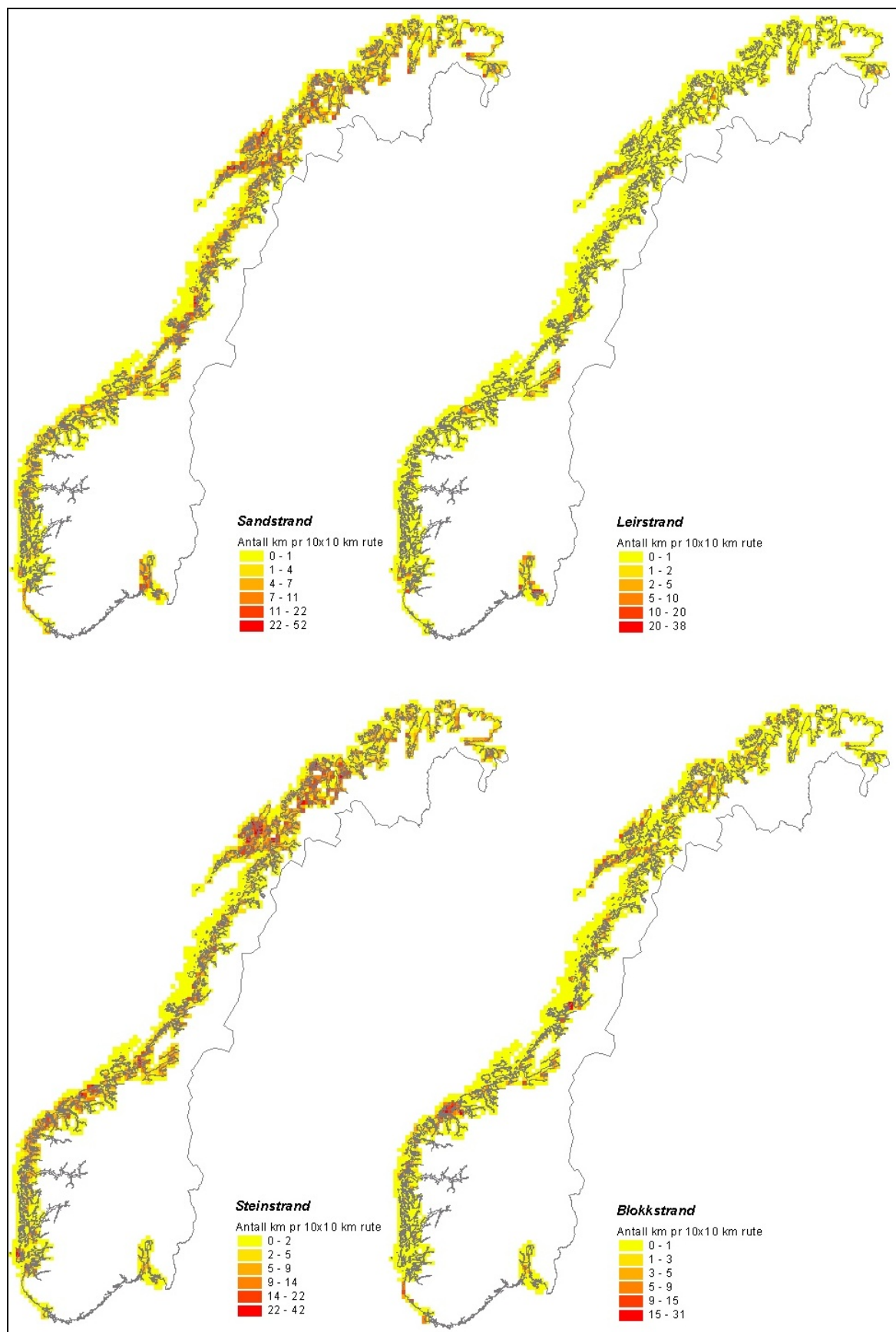
Tabell 5.1. Totalt lengde kyst (i km) som er representert av de ulike substrattyper i de aktuelle fylkene. Kartdatakilde: NSKV 1:50 000. Tørrfallsområder gitt i km². Svaberg inkluderer også gruppen "Antatt sva" i datasettet.

Substrattype	Total lengde (km)								
	Finnmark	Troms	Nordland	Nord-Trøndelag	Sør-Trøndelag	Møre og Romsdal	Sogn og Fjordane	Hordaland	Rogaland
Leirstrand	38	32	95	75	13	27	5	1	52
Sandstrand/dyne	604	727	1206	316	200	253	147	101	90
Steinstrand	926	1466	1352	308	341	661	322	133	202
Blokkstrand	126	204	466	96	50	284	79	21	45
Klipper	1252	670	709	190	158	226	302	75	72
Svaberg	3619	3004	18671	5715	5948	4582	4120	7275	3277
Topografi									
Tørrfallsomr. > 10 m bredde	217	243	735	217	162	148	48	33	29

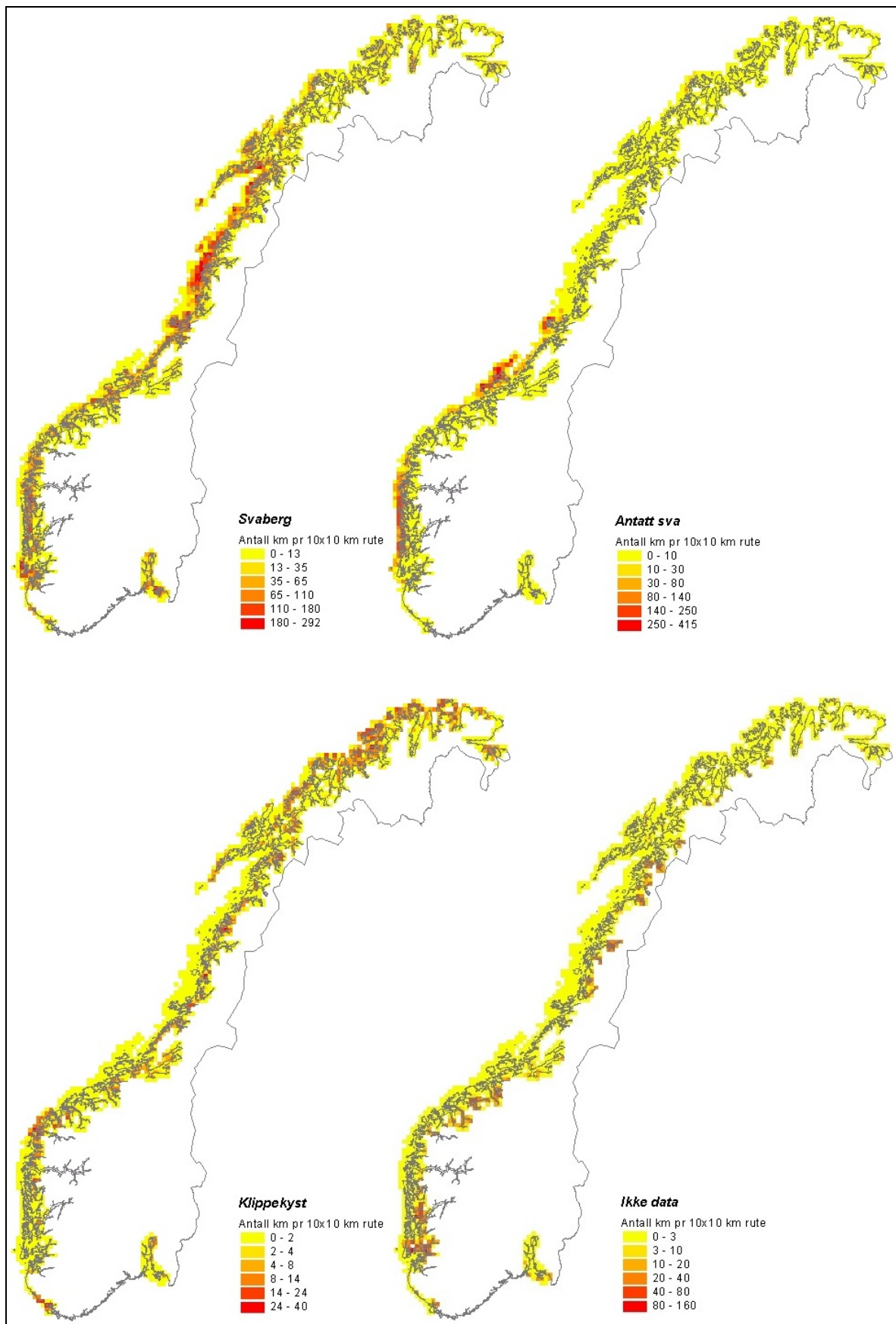
Svaberg utgjør ikke uventet den dominerende substrattypen i alle fylkene, hvor den prosentvise andelen er minst i de to nordligste fylkene Finnmark (55%) og Troms (49%). Den største andelen av svaberg finner en i Møre og Romsdal (76%) og Hordaland (96%). Innslaget av klippe, steinstrand og sandstrand er overveiende størst i de tre nordligste fylkene. Den prosentvise andelen av alle substratklasser er gitt fylkesvis i figur 5.2, mens tilsvarende resultater er kartfestet på landsbasis i figur 5.3 og 5.4.



Figur 5.2. Fylkesvis fordeling av substratklasser. Merk at svaberg, som utgjør den største andelen substrat innen alle de respektive fylkene, ikke er presentert i diagrammet.



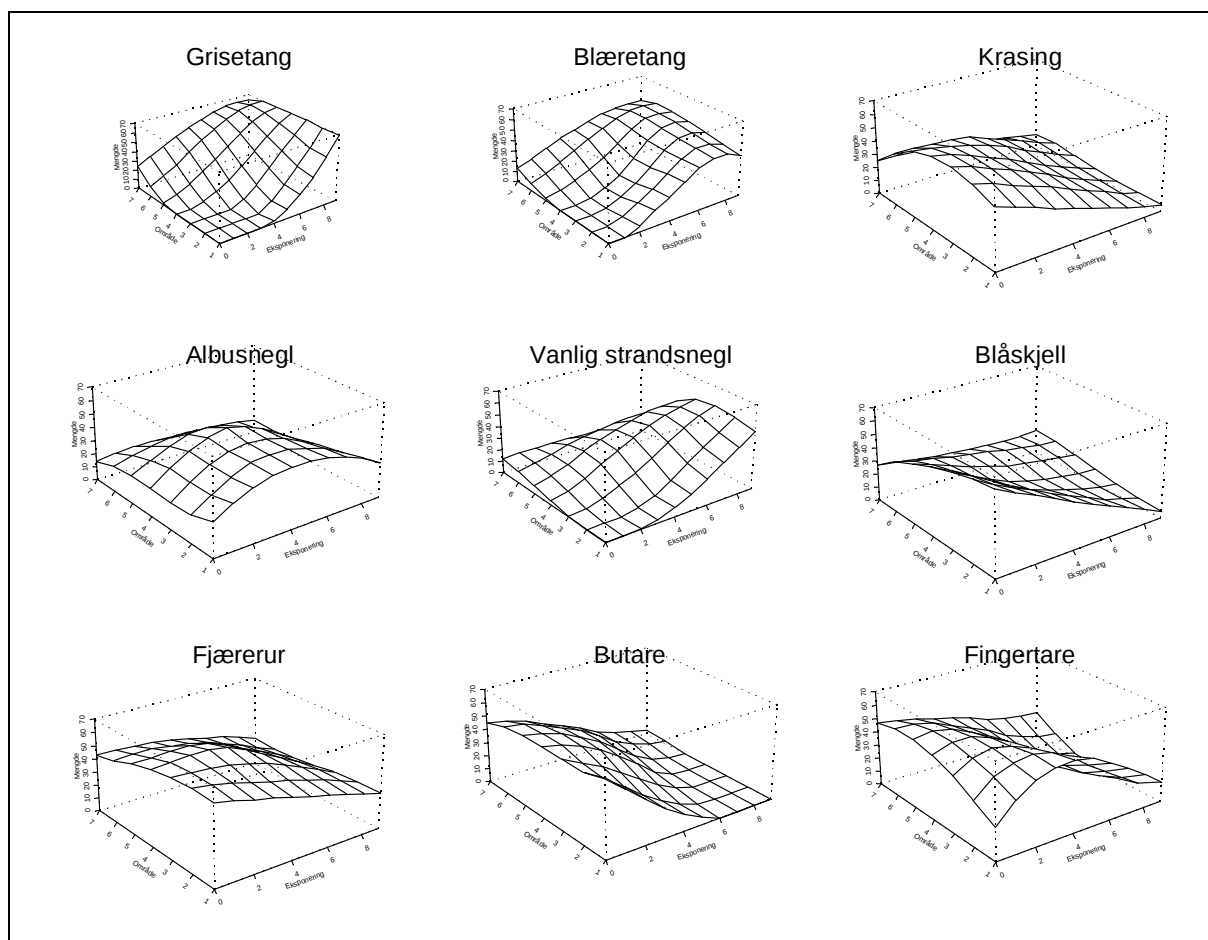
Figur 5.3. Antall km kystlinje innen 10x10 km ruter for ulike substrattyper. Figuren viser også områder hvor denne type data foreløpig ikke er opparbeidet digitalt.



Figur 5.4. Antall km kystlinje innen 10x10 km ruter for ulike substrattyper. Figuren viser også områder hvor denne type data foreløpig ikke er opparbeidet digitalt.

5.1.3 Biologiske Ressurser

En detaljert beskrivelse av de respektive artene responskurver og tilsvarende fordelingsmønster er gitt i Vedlegg I. Ved kompilering område for område, viste det seg at responskurvene for en og samme art skilte seg fra hverandre i varierende grad (se figur I-1 i Vedlegg I). Noen av forskjellene reflekterer biologisk tolkbare trender langs kysten mens andre forskjeller reflekterer variasjon oppstått fra innsamlings- og modelleringsprosessene. For å fjerne noe av den sistnevnte variasjonen ble de tredimensjonale responskurvene, som viser artsmengder som funksjon av bølgeeksponering og lokalisering langs kystlinjen, utjevnet ved hjelp av lokal-vektet regresjon. De opprinnelige responskurvene ble gitt i form av tabeller med forventede mengder av hver art for hver biologisk eksponeringsgrad (0,...,9) i hvert område. Noen få subjektive justeringer av de tilpassede responstabellene ble gjort, men bare slik at de ble mer lik de opprinnelige tabellene. Utjevningen var basert på responskurver fra syv områder fra Hordaland til ytre Vest-Finnmark, som angitt tidligere. Øst-Finnmark ble ikke inkludert i utjevningsprosedyren siden biologiske trender fra sør til nord langs norskekysten ikke nødvendigvis fortsetter på samme måte inn i Barentshavsregionen. Responskurver for Øst-Finnmark og for de indre delene av Troms og Finnmark ble beregnet ved justering av nivåene for de utjevnete kurvene for ytre Troms og ytre Vest-Finnmark ved hjelp av regresjonskoeffisientene fra de opprinnelige analysene for disse områdene (Moe et al. 2000b). De utjevnete responskurvene er vist i figur 5.5.



Figur 5.5. Utjevnete responskurver som viser forventede artsmengder som en funksjon av bølgeeksponering og geografisk område. Artsmengder er vist på en semi-kvantitativ skala fra 0 til 70 (maksimal dekningsgrad). Bølgeeksponering er gitt på en skala fra BEV = 0 (eksponert) til BEV = 9 (beskyttet). Geografisk område 1: Hordaland, 2: Sogn og Fjordane, 3: Sør-Trøndelag, 4: Helgelandskysten, 5: Vesterålen, 6: Troms, 7: Vest-Finnmark.

Av figur 5.5 fremgår det at både grisetang (*A. nodosum*) og blæretang (*F. vesiculosus f. vesiculosus*) har høyeste forekomster i beskyttede områder. I Sør-Norge finnes ingen av artene i de mest eksponerte områdene, noe de til en viss grad synes å gjøre i Nord-Norge. Dette er i overenskomst med tidligere observasjoner av grisetang (Lein & Küfner 1990). Nord-sørtrenden for blæretang i beskyttede områder er forbundet med usikkerhet: Hvis EXPON-kurven for Finnmark hadde blitt brukt i stedet for regresjonskurven, ville det tydet på høyere forekomster nordover langs kysten.

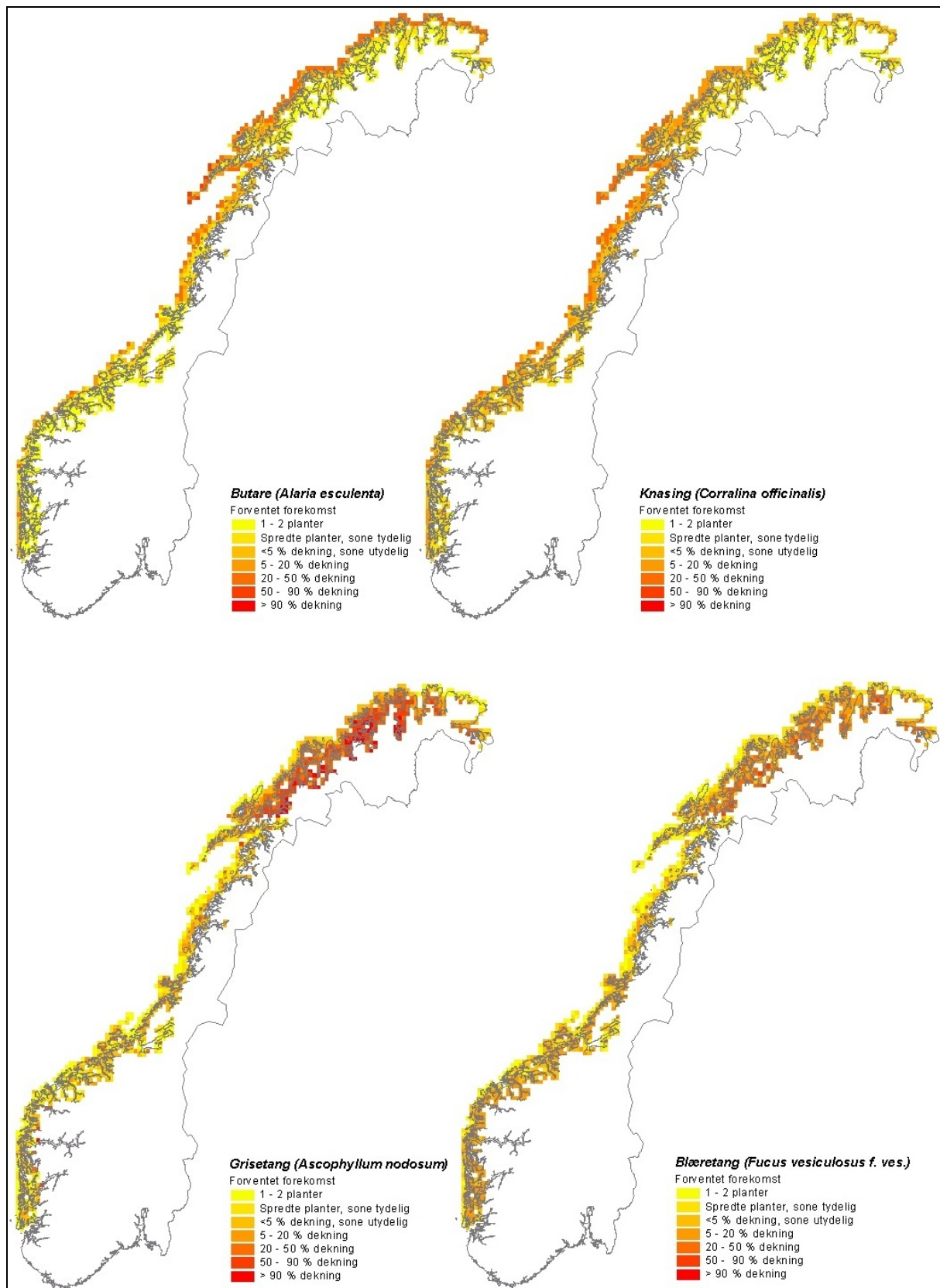
Kurven for vanlig strandsnegl (*L. littorea*) viser et liknende mønster som de to foregående artene, bortsett fra at det er svært lave forekomster av denne arten i de nordligste områdene. Albusnegl (*P. vulgata*) har også svært lave forekomster i de nordligste områder, og har så vidt vi kjenner til ikke blitt observert i Øst-Finnmark. Lenger sør har denne arten høyest forekomst ved midlere eksponeringsgrader. De øvrige artene viser følgende trekk og trender:

- Krasing (*C. officinalis*) og blåskjell (*M. edulis*) har høyeste forekomster på eksponerte områder i Sør-Norge, men viser mindre respons på bølgeeksponering i de nordligste områdene. Denne nord-sørtrenden er mindre tydelig om EXPON-baserte kurver for Finnmark blir brukt for krasing.
- Fjærerur (*S. balanoides*) og butare (*A. esculenta*) har høyeste forekomster på eksponerte områder langs hele kysten, og det er lite forskjell i respons mellom nord og sør.
- Kurven for fingertare (*L. digitata*) viser et interessant mønster: I sørlige områder har arten høyest forekomst ved midlere eksponeringsgrader, men mot nord øker den optimale eksponeringsgraden inntil Finnmark der arten ser ut til å være mest tallrik i fjæra på de mest eksponerte områdene.
- Dersom de EXPON-baserte kurvene for Finnmark hadde blitt brukt i stedet for regresjonskurvene for de to tareartene, ville begge arter sett ut til å ha noe høyere forekomster i de nordligste områdene. En slik trend ville vært i overensstemmelse med tidligere observasjoner av fingertare fra Hordaland og Troms (Lein & Küfner 1990).

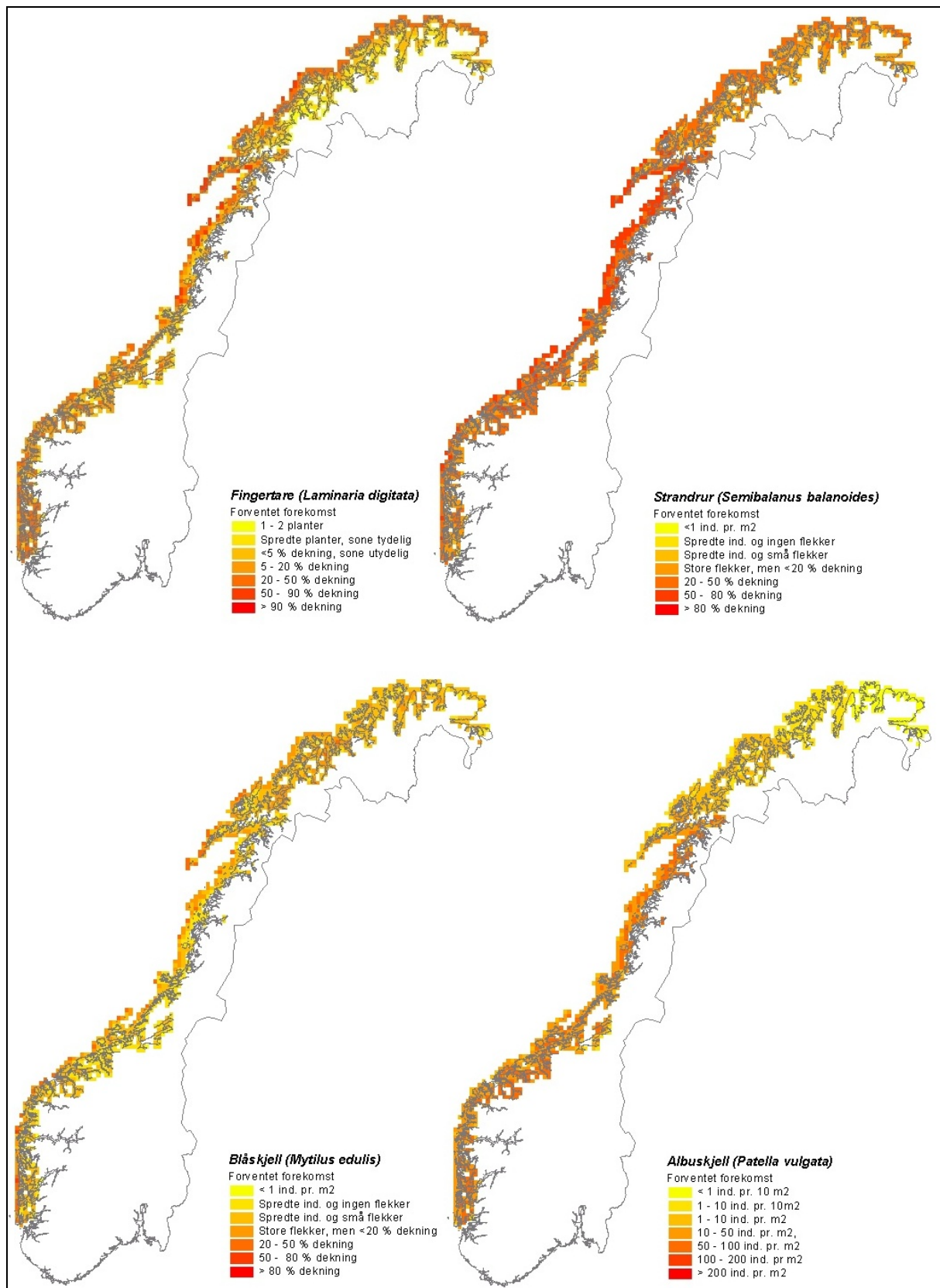
De endelige kurvene ser ut til å kunne være biologisk tolkbare, og er generelt i overensstemmelse med resultatene funnet for hvert enkelt område. Mulige biologiske årsakssammenhenger gjenstår å bli undersøkt.

De tredimensjonale, utjevnedde responskurvene som er vist figur 5.5 er videre brukt til å konstruere kart med forventede artsforekomster. Dette ble gjort ved etablering av tabeller med forventet forekomst av hver art for hver eksponeringsgrad (tilsvarende BEV 0,...,9) for hvert område og respektive responskurve. Kartene med en rutebasert (10x10 km) angivelse av de respektive forekomstene, ble deretter utledet på grunnlag av disse tabellene i kombinasjon med beregnet bølgeeksponering i hver kartrute. Resultatene for utvalgte arter er presentert på figur 5.6 og 5.7, neste side.

Merk at områdene rundt Boknfjorden og sørover ikke dekkes av ressurskartene. Dette kan enkelt forklares ved at metodikken for biologisk eksponeringskala er mindre anvendbar for farvann med liten forskjell mellom flo og fjære. Grunnlagsdataene opparbeides ved å artsbestemme og telle opp alle alger og dyr i et gitt antall ruter i forhold til fjæresamfunnets iboende sonering. Dersom soneringen ikke er tilstrekkelig uttrykt, er det heller ikke mulig å opparbeide representativt grunnlagsmateriale som kan appliseres til andre deler av fjæra. Som kjent er det et amfidromisk punkt utenfor Egersund og på kysten innenfor er tidevannsamplituden tilnærmet null. Alle ressurskartene har derfor en dekningsgrad som begrenser seg til Boknfjorden som sørligste område.



Figur 5.6. Beregnet forventet artsforekomst innen 10x10 km ruter for ulike strandressurser.

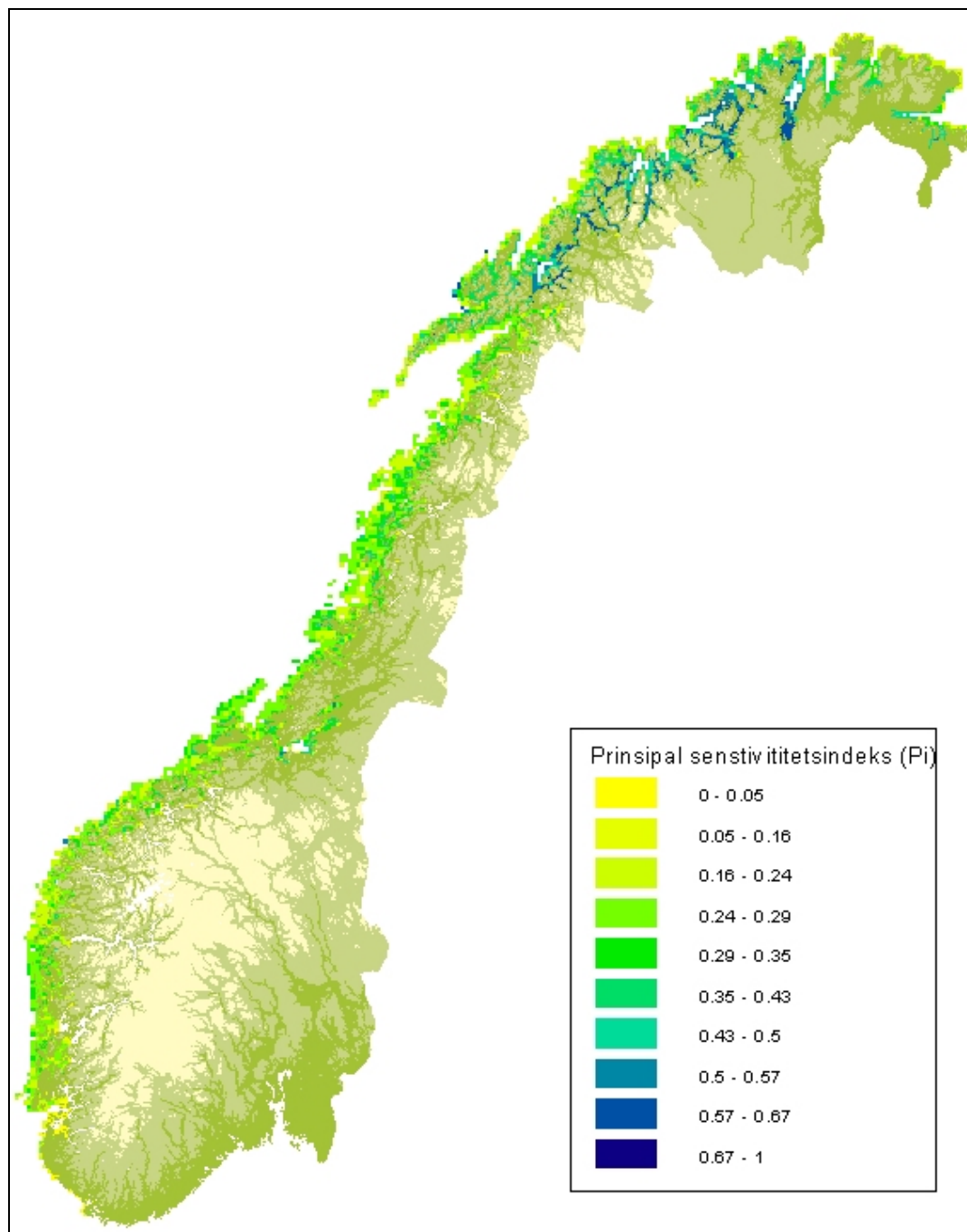


Figur 5.7. Beregnet forventet artsforekomst innen 10x10 km ruter for ulike strandressurser.

5.2 Implementering av Skademodell

Skademodellen som er vist i figur 4.2 er avslutningsvis implementert på grunnlag av substrat- og ressursfordelingen som er vist i foregående delkapitler og de respektive parameterverdiene i tabell 4.5 og 4.6.

De høyeste verdiene for P_i , tilsvarende skadepotensialet ved akutt oljeforurensning, er lokalisert i Troms og Vest-Finnmark. Dette kan forklares ved at disse områdene også er tyngdepunkter for forekomstene av grisetang, en art som både er betraktet som følsom for olje og med en livshistorie som indikerer at restitusjonstiden kan være lang dersom omfattende dødelighet oppstår. Gristangen foretrekker som kjent midlere eksponerte områder, noe som reflekteres ved at P_i øker innover i fjordene (særlig i Troms og Finnmark).



Figur 5.8. Prinsippal sensitivitetsindeks (P_i) beregnet for 5x5 km ruter.

De laveste verdiene er ikke uventet lokalisert på ytterkysten, som resultat av kombinasjonen høy bølgeeksponering, sva og større forekomster av tare. I slike områder er strandas selvrensningsevne signifikant, en viktig faktor for oljekontaminering og -eksponering (- som også er relevant i forhold til ovenstående beregninger for grisetang), som således ivaretas av modellen. I tillegg er tareartene i seg selv relativt robuste; omfattende skader som resultatet av akutt oljeforurensning er ikke kjent. (Dersom større mengder olje berører dette miljøet kan det imidlertid oppstå skader på den assosierte flora og fauna.) Rur er langt mer følsom for olje, men både følsomheten og de større forekomstene ut mot ytterkyst, blir kompensert av at olje trolig ikke blir liggende særlig lenge i disse områdene.

Bløtbunnsstrender i mer beskyttede områder bidrar til noe høyere P_i -verdier Disse strendene er flekkvis fordelt, og kommer ikke så godt fram på kartet i figur 5.8 (- men tilkjennegis i de respektive resultatfilene). Dersom olje driver inn på strender med relativt fint substrat (feks. leirstrender) og blandes ned i det øvre organiske laget, vil det kunne ta lang tid før oljen brytes ned. Erfaringer viser at gjenveksten kan bli tilsvarende hemmet, og i sum resultere i en relativt lang restitusjonstid for denne strandtypen. På de mest eksponerte bløtbunnsstrendene er substratet langt grovere og den stedbundne faunaen dominert av arter med kortere livslengde/hurtige generasjonsvekslinger (feks. harpactoide copepoder og nematoder). I kombinasjon med bølgeeksponeringen gir dette lave P_i -verdier.

Merk at modellresultatene ikke tar hensyn til sannsynligheten for at olje kan berøre de respektive områdene. En fjordbotn eller beskyttet område langt inn i fjordene vil trolig ikke bli vesentlig berørt av olje fra en kilde til havs. For å vise dette, er det imidlertid nødvendig å sammenholde resultatene fra DamÅ-Shore med resultater fra oljedriftsmodeller (jf. eksempler på dette i neste delkapittel).

5.3 Videre Bruk av Resultater i KU, MRA & Beredskapsplanlegging

DamÅ-Shore utgjør etter hvert et godt dokumentert konsept som har kommet til anvendelse i en rekke KU- og MRA-arbeider. Fra den spede spire ble sådd i utredningsprosessen for Barentshavet nord (Moe 1994), via dekingen av Finnmark og Troms i 1998-2000 (Stige et al. 1999; Moe et al. 2000b) til foreliggende arbeide som dekker norskekysten fra Grense Jacobselv til Lista. Utviklingen av konseptet er gjort med tanke på flerbruk og gjenbruk, som også reflekteres i følgende referanser:

- Ressursbeskrivelser i KU; tilsvarende dokumentasjon som ble tilrettelagt i utredningsprosessene for RKU Norskehavet (Brude et al. 2002) og ULB (Moe & Brude 2002)
- Konsekvensanalyser; primært kvalitative, men også semi-kvantitative analyser hvor P_i -verdiene er kombinert med resultater fra statistiske oljedriftsmodeller for realisering skadepotensialet (jf. feks. kapitlet om strand sluttrapporten for Barentshavet nord av Aaserød & Loeng 1997, samt Moe et al. 2000a og Brude et al. 2003).
- Grunnlagsdata og delresultater, hvor substratkomponenten er integrert i det web-baserte analyseverktøyet ContAct som er utviklet av Alpha i samarbeid med NOFO for prioritering av strandsanering i hht. gjeldende nasjonale standard fra SFT (Skeie et al. 2000), mens ressurskomponenten er brukt i arbeidet med SMO (Moe et al. 1999b).
- Miljøskade og -risikoanalyser; hvor P_i er komplementær til MOB-konseptets Faktor IV; generell oljesårbarhet, og som sådan kan brukes både lokalt og regionalt for denne type prioriteringsarbeider (jf. Moe et al. 1999a). Modellresultatene, på den form de foreligger i inneværende konsept, er også tidligere testet med hensyn til praktisk implementering i miljørisikoberegninger (Alpha 2000).

Det er også planlagt at prinsippene som ligger til grunn for skadevurderingene skal integreres i arbeidet med Environmental Impact Factor – EIF, som er under utvikling av Alpha, DNV og SINTEF i regi av Statoil (Østby et al. 2003). Videre bør det være et mål at både datagrunnlag og analysemetoder kommer til bredest mulig anvendelse i fremtidige utrednings- og analysearbeider hvor ”trusselen” fra akutt oljeforurensning på strand utgjør en del av beslutningsgrunnlaget. Således vil prinsippene også komme til anvendelse i arbeidet med miljørisikoen ved skipsuhell i Barentshavet som for tiden er under utarbeidelse i regi av Kystverket (Moe et al. *in prep.*).

6. KONKLUSJONER & ANBEFALINGER

DamÅ-Shore utgjør i dag et helhetlig konsept som er godt dokumentert og anvendt i flere konsekvens-utredninger og miljørisikoanalyser. Denne form for bruk utgjør en viktig forutsetning for testing og validering av konseptet så vel som resultatene som utarbeides; deres anvendelse og relevans. Samtidig bruken en pekepinn om konseptets begrensninger og mangler, og derav også behov for forbedringer. I det følgende er det derfor konkretisert noen tanker om konseptets forbedringspotensiale.

DamÅ-Shore forholder seg til strandmiljøets iboende egenskaper; hvor habitatet er uttrykt ved substratet, topografien og bølgeeksponering og parett med tilsvarende fordeling av planter og dyr. Disse egenskapene er også styrende for oljens skjebne og virkninger på kort og lang sikt. I motsetning til andre metoder som fokuserer på enkelthabitater og -ressurser, beregnes skadepotensialet i DamÅ-Shore ved å se på området som eventuelt kontamineres og tilsvarende ressursmengder som berøres i et helhetlig perspektiv.

Med foreliggende rapport og resultatfiler er flere av anbefalingene som ble gitt av Moe et al. (2000b) realisert. Ved dette foreligger det et tilnærmet helhetlig – geografisk så langt som metoden er faglig etterrettelig – data- og metodegrunnlag for semi-kvantitative analyser av skadepotensialet ved akutt oljeforurensning på strand.

Bruksområdene er beskrevet i kapittel 5.3 og dokumenterer at konseptet er utviklet med tanke på flerbruk og gjenbruk av grunnlagsdata så vel som analyseresultater. Fleksibiliteten er opprettholdt og parameterverdiene for skademodellen kan feks. endres dersom ny og bedre viten kan legges til grunn.

Erfaringene fra disse arbeidene viser imidlertid at veien blir til mens man går; konseptet er langt fra fullkomment og har et potensiale for forbedringer på flere områder. Av disse kan bla. nevnes:

- Dekke manglende kunnskap om bløtbunnstrender, hvor kvantitative studier av forekomster og fordeling av ressurser på noen få utvalgte strender vil kunne styrke beregningsgrunnlaget.
- Harmonisering av land-sjøruter i forbindelse med konkrete analyser hvor oljedriftsberegninger anvendes for ”realisering av skadepotensialet”.
- Harmonisering av analyseresultatene mot oljeselskapenes akseptkriterier.

Et engere studie av utvalgte bløtbunnsstrender behøver nødvendigvis ikke være ”kostnadsdrivende”. Målet vil eventuelt være å gjennomføre et begrenset antall kvantitative studier på noen få representative strender som velges ut på grunnlag av geografisk tilhørighet og eksponeringsgrad.

Behovet for harmonisering av land-sjøruter er eksemplifisert ved at mange av rutene som indikerer sjø i oljedriftsmodellene er betegnet som land i kartdatasettene med høyere oppløsning som brukes i DamÅ-Shore og andre web-GIS verktøy og vice versa. I praksis betyr dette at oljedriftsmodellene ikke beregner stranding i disse rutene. Problemstillingene er adressert i arbeidet med EIF i regi av Statoil (Østby et al. 2003), hvor det er planlagt å gjennomføre denne form for harmonisering i løpet av 2004. Samtidig er det pekt på behovet for at oljedriftsmodellene styrker beregningene av olje inn i fjordmunninger og lignende, slik at skadepotensialet for slike områder blir mer realistiske (jf. også fordelingen av skadepotensialet for grisetang i figur 5.7).

Harmonisering av resultatene mot selskapenes akseptkriterier gjenstår som en utfordring. Dagens utgave av DamÅ-Shore beregner skadepotensialet på bakgrunn av miljøets iboende egenskaper hvori også tillagt erfaringer fra tidligere episoder. Restitusjonstid tilkjennevis som kjent i selskapenes akseptkriterier, en faktor som således er integrert i konseptet. Dette kan imidlertid kompenseres ved relativt enkle grep, hvor restitusjonstiden ene og alene betegner biologisk forankret restitusjonstid, mens den teoretiske restitusjonstid (= ”realisert restitusjonstid”) beregnes som funksjon av oljedrift i hvert enkelt tilfelle (feks. i forbindelse med planlagte leteboringer og utbygging av det enkelte felt).

VEDLEGG I - Tilpassing og Evaluering av Artenes Responskurver, Hardbunn

I det følgende er det gitt en detaljert gjennomgang og drøfting av de faglige forutsetninger for og resultatene av tilpasningen av de utvalgte artenes responskurver slik de ligger til grunn for tilretteleggingen av ressursdata på hardbunn i Dam&Shore. Utdrag av materiale og metoder er gitt i kapittel 4.3.4, mens tilsvarende resultater er gitt i kapittel 5.1.3

1.1 Tilrettelegging av responskurver

Den første målsetningen med databehandlingen var å utnytte alt av informasjon om rådataene på hardbunn (Lein et al. 1987a, 1987b, 1988; Lein & Küfner 1990; Oug et al. 1985; Lein T.E. & Oug, E. upublisert; Osland 1985; Kvist & Lein 1999; Kruskopf & Lein 1997; Hansen 1995; Lein et al. 1993; Sevrinsen 1997) (jf. kapittel 4.3.4.1), dvs. responskurvene utviklet med en multippel regresjonsmodell for Troms og Finnmark og med biologisk eksponerings-skala-metodikk for områdene lenger sør, til å konstruere tredimensjonale responskurver som viser mengden av hver art som funksjon av bølgeeksponering og lokalisering langs kystlinjen. For å oppnå dette måtte de to typer responskurver føres over til en felles skala, og brå, biologisk sett utolkbare forskjeller mellom områder jevnes ut.

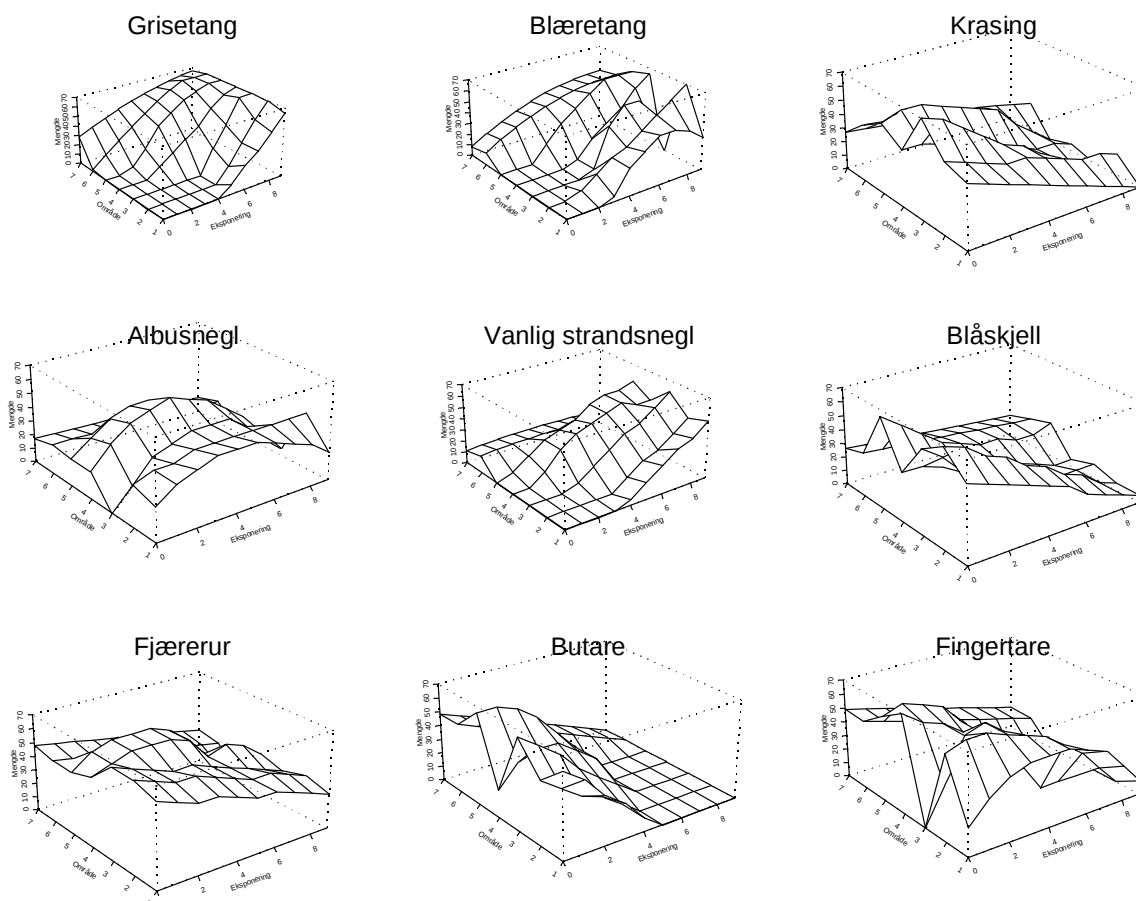
Transformasjonsformelen mellom biologiske eksponeringsverdier (BEV) og kartografiske eksponeringsverdier (Ei, jf. kapittel 4.2.2) ble beregnet ut fra data fra Hordaland og Sogn og Fjordane ved type II ('geometric mean') regresjon (jf. Sokal & Rohlf 2000). Dataene besto av BEV og Ei-verdier for stasjoner som responskurvene fra disse områdene var beregnet ut fra. Hordalanddataene besto av BEV og manuelt beregnede Ei-verdier for 34 stasjoner som det fremgår av tabell 3.5 i Kvist & Lein (1999). BEV for 107 stasjoner i Sogn og Fjordane framgikk av Appendix 5 i Kruskopf & Lein (1997), mens Ei-verdier for disse stasjonene ble beregnet av oss ut fra de angitte posisjonene. Det var en lineær sammenheng mellom BEV og logaritme-transformerte Ei-verdier:

$$I) \quad \ln(Ei + 1) = 7.92 - 0.747 \text{ BEV} \quad (\text{Pearsons korrelasjonskoeffisient, } r = -0.75)$$

Regresjonen var basert på dataene fra Hordaland og Sogn og Fjordane slått sammen. Regresjoner basert på hvert enkelt område for seg ga relativt like resultater, med en maksimal differanse mellom de to områdene på 1 BEV for en gitt Ei-verdi. For moderat bølgeeksponeringsgrad korresponderte den samme Ei-verdien med den samme BEV i begge områdene (de to transformasjonskurvene krysset hverandre ved BEV = 6). Som en kontroll ble også en transformasjonsformel beregnet basert på BEV og Ei-verdier for 143 lokaliteter i Finnmark (EXPON-rutiner og eksponeringsberegning beskrevet i Stige et al. 1999). Denne formelen var nesten identisk med ligning (I), med en maksimal differanse på 0,3 BEV for en gitt Ei-verdi. Finnmark-dataene ble ikke inkludert i den endelige beregningen av transformasjonsformelen siden responskurvene fra Finnmark allerede var på Ei-skalaen. For områdene mellom Finnmark og Sogn og Fjordane var det ingen data tilgjengelige til å undersøke forholdet mellom BEV og Ei-verdier. Overensstemmelsen mellom formlene fra de tre undersøkte områdene, som er fra begge ender av kystlinjen studert, tyder på at forholdet er relativt ens i forskjellige områder. Dessuten vil mindre forskjeller mellom områder kunne bli utjevnet med utjevningsprosedyren ('smoothing') som blir beskrevet i det neste avsnittet.

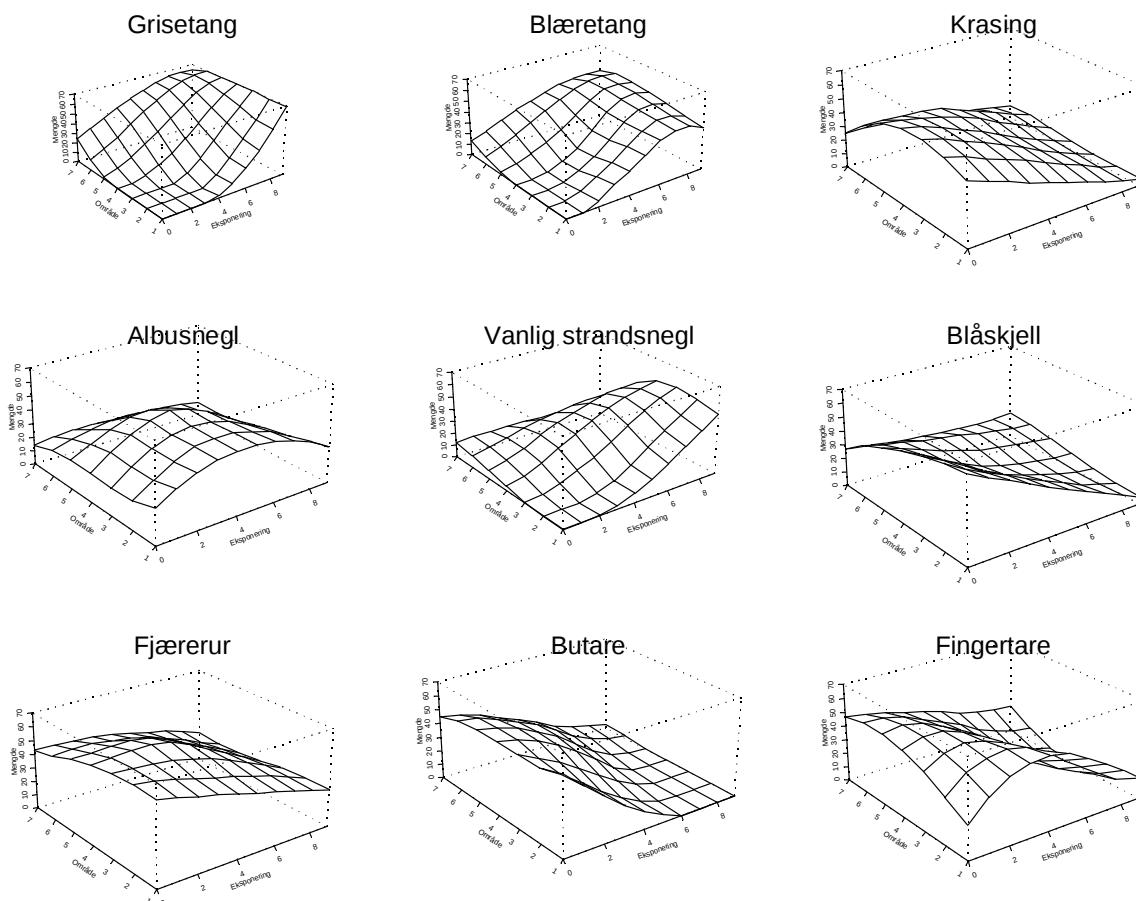
Responskurvene utviklet for de forskjellige områdene skilte seg fra hverandre i varierende grad (figur I-1). Noen av forskjellene reflekterer biologisk tolkbare trender langs kysten mens andre forskjeller reflekterer variasjon oppstått fra sampling- og modelleringsprosessene. For å fjerne noe av den sistnevnte variasjonen ble de tredimensjonale responskurvene, som viser artsmengder som funksjon av bølgeeksponering og lokalisering langs kystlinjen, utjevnet ved hjelp av lokal-vektet regresjon (den ikke-parametriske 'loess smoothing'-funksjonen i programpakken Splus 6.1, 2002 Insightful Corp.). De opprinnelige responskurvene ble gitt i form av tabeller med forventede mengder av hver art for hver biologisk eksponeringsgrad (0,...,9) i hvert område. Transformasjoner mellom BEV og Ei-verdier ble gjort med ligningen (I). Noen få subjektive justeringer av de tilpassede responstabellene ble gjort, men bare slik at de ble mer lik de opprinnelige tabellene. Utjevningen var basert på

responskurver fra syv områder fra Hordaland til ytre Vest-Finnmark, som angitt tidligere. Øst-Finnmark ble ikke inkludert i utjevningsprosedyren siden biologiske trender fra sør til nord langs norskekysten ikke nødvendigvis fortsetter på samme måte inn i Barentshavregionen. Responskurver for Øst-Finnmark og for de indre delene av Troms og Finnmark ble beregnet ved justering av nivåene for de utjevnete kurvene for ytre Troms og ytre Vest-Finnmark ved hjelp av regresjonskoeffisientene fra de opprinnelige analysene for disse områdene (Moe et al. 2000b). Utjevnete responskurver er vist i figur I-2. Bølgeeksponering er vist på BEV-skalaen, men den kunne like gjerne ha vært vist på den tilsvarende kartografiske (Ei-) skalaen.



Figur I-1. Opprinnelige responskurver som viser forventede artsmengder som en funksjon av bølgeeksponering og geografisk område. Artsmengder er vist på en semi-kvantitativ skala fra 0 til 70 (maksimal dekningsgrad). Bølgeeksponering er gitt på en skala fra BEV = 0 (eksponert) til BEV = 9 (beskyttet). Geografisk område 1: Hordaland, 2: Sogn og Fjordane, 3: Sør-Trøndelag, 4: Helgelandskysten, 5: Vesterålen, 6: Troms, 7: Vest-Finnmark

De tredimensjonale, utjevnete responskurvene utgjorde grunnlaget for å konstruere kart med forventede artsforekomster. Fra responskurvene ble det konstruert tabeller med forventet forekomst av hver art for hver eksponeringsgrad (tilsvarende BEV 0,...,9) for hvert område. Ressurskart på 5x5 km skala ble konstruert for hver art basert på tabellene og beregnet bølgeeksponering i hver kartrute.



Figur I-2. Endelige responskurver som viser forventede artsmengder som en funksjon av bølgeeksponering og geografisk område. Artsmengder er vist på en semi-kvantitativ skala fra 0 til 70 (maksimal dekningsgrad). Bølgeeksponering er gitt på en skala fra BEV = 0 (eksponert) til BEV = 9 (beskyttet). Geografisk område 1: Hordaland, 2: Sogn og Fjordane, 3: Sør-Trøndelag, 4: Helgelandskysten, 5: Vesterålen, 6: Troms, 7: Vest-Finnmark.

1.2 Evaluering av artenes responskurver

En formell validering av artenes responskurver kan ikke bli gjort siden mesteparten av rådataene ikke er tilgjengelige. Isteden vil evalueringen bli i tre deler: (1) Evaluering av de opprinnelige responskurvene fra de forskjellige områdene, (2) evaluering av forutsetninger og prosedyrer for å lage kurver for hele kystlinjen, og (3) evaluering av de endelige resultatene ut fra et biologisk perspektiv.

De opprinnelige kurvene

Artenes responskurver basert på en omfattende mengde data (jf. kapittel 4.3.4.1). Totalt ble 691 lokaliteter langs norskekysten undersøkt for å produsere kurvene. Lokalitetene var relativt jevnt fordelt mellom områder og eksponeringsgrader, men tilfeldig innen hvert område og eksponeringsnivå, og skulle derfor gi et representativt bilde av artenes respons på bølgeeksponering. Dette er en fordel for den nåværende implementeringen som er basert på disse responsene. Kvantitative beregninger av prediksjonsusikkerhet burde derimot tolkes med noe forsiktighet, siden den jevne fordelingen av undersøkelseslokalitetene mellom eksponeringsgrader trolig ikke representerer den naturlige situasjonen, der noen eksponeringsgrader kan være mer utbredte enn andre.

Responskurvene fra Finnmark ble evaluert av Stige et al. (1999) og Moe et al. (2000b) ved bruk av kryss-validering. Man fant at mengden av en gitt art på enkeltstasjoner med lik eksponeringsgrad varierte en hel del og ikke kunne predikeres nøyaktig, men at gjennomsnittlig mengde av arten på flere

stasjoner med samme eksponering kunne predikeres med rimelig grad av nøyaktighet. Artenes gjennomsnittlige 90-persentil (verdien som 90% av prediksjonsfeilene er mindre enn i absoluttverdi) var 28 for enkeltstasjoner og 9,2 for gjennomsnittsverdier av 10 og 10 stasjoner med samme eksponeringsnivå (alle mengdeverdiene er gitt på en semi-kvantitativ skala fra 0 til 70 som vist i tabell I-1). En konklusjon av dette var at predikerte mengdeverdier burde tolkes som trender for større områder med like nivåer av bølgeeksponering.

Tabell I-1. Artsmengdeskala (etter Osland 1985, basert på Dalby et al. 1978, s. 995). 70: extra abundant, 60: super abundant, 50: abundant, 40: common, 30: frequent, 20: occasional, 10: rare.

	Alger	Rur	Patella spp. og Littorina spp.	Blåskjell
70	> 90 % dekning	> 5 pr cm ²	> 200 pr m ²	> 80 % dekning
60	50 – 80 % dekning	3 – 5 pr cm ²	100 – 200 pr m ²	50 – 80 % dekning
50	20 – 50 % dekning	1 – 3 pr cm ²	50 – 100 pr m ²	20 – 50 % dekning
40	5 – 20 % dekning	10 – 100 pr dm ²	10 – 50 pr m ²	Store flekker, men < 20 % dekning
30	< 5 % dekning, sone utydelig	1 – 10 pr dm ²	1 – 10 pr m ²	Mange spredte individ og små flekker
20	Spredte planter, sone utydelig	1 – 100 pr m ²	1 – 10 pr 10 m ²	Enkle individer, ingen flekker
10	Kun 1 – 2 planter	< 1 pr m ²	< 1 pr 10 m ²	< 1 pr m ²

Stige et al. (1999) sammenliknet også bruken av en biologisk eksponeringsskala-modell (EXPON) med multippel regresjonsmodeller for å predikere artsmengder for Finnmark-dataene. Resultatene viste at EXPON-baserte prediksjoner var like presise som prediksjoner basert på multippel regresjon uten noen geografiske prediktorvariable. Prediksjoner fra en multippel regresjonsmodell med to geografiske variabler (øst/vest og ytre/indre Finnmark) var marginalt bedre enn prediksjonene fra de to foregående modellene (gjennomsnittlige prediksjonsfeil for 15 arter var 15,2 og 14,7 for de to regresjonsmodellene og 15,1 for biologisk eksponeringsskala-modellen, basert på kryss-valideringer). Dette indikerer at biologisk eksponeringsskala-modellen også kan brukes for prediktive formål. Så vidt vi vet har ikke biologisk eksponeringsskala-modellens nøyaktighet for prediksjon av artsmengder blitt undersøkt for andre deler av norskekysten.

En avgjørende forutsetning for bruken av biologisk eksponeringsskala-modellen til å predikere artsmengder fra bølgeeksponering er at skalaen faktisk reflekterer bølgeeksponering. På grunn av den iterative prosedyren skalaen blir produsert ved kan den forventes å reflektere den sterkeste systematiske trenden i artsmengdedataene, og det burde bekreftes at denne reflekterer bølgeeksponering. Dette kan gjøres ved å beregne korrelasjonen mellom biologiske eksponeringsverdier (BEV) og andre mål på bølgeeksponering. I Hordaland fant Kvist & Lein (1999) en korrelasjon på $r = -0,93$ mellom BEV og beregnet signifikant bølgehøyde og $r = -0,91$ mellom BEV og bølgeeksponering beregnet på samme måte som i denne rapporten ($\ln(E_i+1)$). Lokaliteter nær større skipsleier var utelatt fra beregningen. BEV for lokalitetene i Sogn og Fjordane (Kruskopf & Lein 1997) var korrelert $r = -0,68$ med $\ln(E_i+1)$ (våre beregninger). Kruskopf & Lein viste dessuten med kanonisk korrespondansanalyse (CCA) at bølgeeksponering var en dominerende miljøfaktor for de undersøkte stasjonene. For Vesterålen fant Sevrinsen (1997) en korrelasjon på $r = 0,85$ mellom BEV og eksponeringsverdier beregnet ved en forenklet kartografisk metode. Kurvene utviklet for Sør-Trøndelag og for Nordland har store likheter med kurvene utviklet for de forannevnte områdene, og det er rimelig å anta at de reflekterer den samme miljøgradienten, d.v.s. bølgeeksponering. Kurvene for Troms og Finnmark er uavhengige av den biologiske eksponeringsskalaen siden de ble utviklet ved regresjon på estimert bølgeeksponering. Disse kurvene har store likheter med kurvene utviklet ved biologisk eksponeringsskala-metodikk for områdene lenger sør så vel som for det samme området. Det kan også nevnes at korrelasjonen mellom BEV og $\ln(E_i+1)$ for Finnmark var $r = -0,52$, lavere i absoluttverdi enn korrelasjonskoeffisientene fra de andre områdene. Dette indikerer at biologisk eksponeringsskala-modellen er minst like godt egnet til å predikere artsmengder i de andre områdene som den er i Finnmark. Hovedkonklusjonen blir dermed at det er rimelig å anta at kurvene utviklet for alle områdene reflekterer bølgeeksponering, og at de er egnet for prediktive formål.

Fra regionale responskurver til tredimensjonale kurver gjeldende for hele kystlinjen

Beregningene til grunn for omregningsformelen mellom biologiske eksponeringsverdier (BEV) og kartografiske verdier (Ei) ble også omtalt under metodedelen. En mulig feilkilde ved bruken av en slik omregningsformel er at det sanne forholdet mellom BEV (som i alle områder går fra 0 til 9) og fysisk eksponeringsgrad kan variere mellom områder på grunn av forskjeller i utvalget av lokaliteter den biologiske skalaen er beregnet på bakgrunn av. For eksempel kan de mest eksponerte lokalitetene mangle i ett område, slik at den mest ekstreme BEV i de to områdene i realiteten reflekterer forskjellig grad av bølgeeksponering. Dette kan forklares ved klimatiske eller geofysiske forskjeller mellom områdene, eller forskjeller i prosedyrene for utvelgelse av lokaliteter. Den beskjedne forskjellen det var mellom formlene beregnet for Hordaland og Sogn og Fjordane kan komme av en slik effekt. Visuell inspeksjon av tredimensjonale plott av de opprinnelige kurvene fra de forskjellige områdene ved siden av hverandre avdekket ingen systematiske forskjeller mellom områdene (figur I-1 viser slike plott for 9 av de 22 artene som opprinnelig ble undersøkt). Videre er mesteparten av usikkerheten rundt transformasjonsformelen knyttet til de sentrale delene av kystlinjen mens de nordligste og sørligste områdene er sikrere, noe som reduserer faren for systematiske nord-sørfeil i transformasjonene. Biologiske nord-sørtrender kan derfor avledes med større sikkerhet. En systematisk feil i transformasjonene for de sentrale delene av kystlinjen som reflekterer andre ordens trender langs kysten, kan derimot ikke utelukkes.

Sammenlikninger av de opprinnelige responskurvene for de forskjellige områdene (figur I-1) avdekker forskjeller som ikke har noen åpenbare biologiske tolkninger. Noe av disse forskjellene kan muligens forklares med forskjeller i skala som omtalt i forrige avsnitt. Samplingvariasjon og modelleringsusikkerhet er trolig større kilder til forskjellene. Modelleringsusikkerheten henger blant annet sammen med at EXPON-prosedyren involverer en viss grad av subjektivitet, særlig ved valg av polynomgrad for en art. Observatørfeil er også relevant siden dataene har blitt samlet inn av flere observatører. Kruskopf & Lein (1998) undersøkte forskjellene mellom fire observatører og fant at denne forskjellen var neglisjerbar. De fant derimot at årstid for datainnsamling var av en viss betydning.

Kurveutjevningprosedyren hadde til hensikt å fjerne variasjonen forårsaket av årsakene nevnt ovenfor og få fram de biologisk meningsfulle trendene i dataene. En subjektiv inspeksjon av kurvene kan tyde på at dette ble oppnådd. På den ene siden synes alle trendene som kommer fram av de utjevnete kurvene (figur I-2) å være støttet av de opprinnelige kurvene (figur I-1), og på den andre siden ser det ikke ut til at noen klare og biologisk tolkbare trender i de opprinnelige kurvene er utelatt. Den nøyaktige formen til kurven for et gitt område ser ikke alle steder ut til å være støttet av de opprinnelige kurvene – det ser for eksempel ut til at mens de opprinnelige kurvene ofte går ganske bratt ned mot null trekkes de utjevnete kurvene noe mer ut.

Et mulig problem er bruken av to forskjellige metoder for å konstruere responskurvene, biologisk eksponeringsskala-metodikk (vha. EXPON) og multipl regressjon. På grunn av dette kan enkelte nord-sørforskjeller reflektere forskjeller i modellegenskaper, så nord-sørtrender må tolkes med noe forsiktighet. Modelleffekten kan til en viss grad bli vurdert. Stige et al. (1999) konstruerte responskurver for Finnmark både ved bruk av EXPON og multipl regressjon. Vi kunne derfor også tilpasse utjevnete kurver som inkluderte EXPON-baserte kurver for Finnmark i stedet for de regresjonsbaserte. Generelt var hovedtrekkene i de to typer kurver like. Hovedforskjellene var at med de EXPON-baserte kurvene for Finnmark gikk mengden av blåretang i beskyttede områder oppover nordover langs kysten, og mengdene av fjærerur, butare (*Alaria esculenta*) og fingertare (*Laminaria digitata*) gikk noe oppover nordover i eksponerte områder, i motsetning til hva som var tilfelle når de regresjonsbaserte kurvene ble brukt for de nordligste områdene. Det var ikke mulig å produsere EXPON-kurver for albusnegl eller vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) for Finnmark på grunn av konvergensproblemer. Dette var en grunn til at ikke de EXPON-baserte kurvene for Finnmark ble brukt i våre analyser. Den andre grunnen var at en multipl regressjonsmodell ga noe mer presise estimater for disse områdene siden geografiske variabler kunne inkluderes, og tilpasninger for Troms og Øst-Finnmark samt for de indre fjordstrøkene kunne gjøres (jf. Stige et al. 1999).

Hovedkonklusjonen er at de endelige responskurvene viser trender i artsmengder som funksjoner av bølgeeksponering med god sikkerhet. De viser også trender langs kysten, men konklusjoner angående disse må trekkes med forsiktighet. Kurvene blir vurdert til å være godt egnede for å konstruere kart som viser forskjeller i artsmengde mellom lokaliteter. Den eksakte predikerte mengdeverdien for en gitt art på en gitt lokalitet er derimot forbundet med vanskelig kvantifiserbare feilkilder, og verdiene burde tolkes som relative heller enn absolutte.

De endelige responskurvene

De endelige responskurvene er vist i figur I-2. Både griselang (*Ascophyllum nodosum*) og blæretang (*Fucus vesiculosus* f. *vesiculosus*) har høyeste forekomster i beskyttede områder. I Sør-Norge finnes ingen av artene i de mest eksponerte områdene, noe de til en viss grad synes å gjøre i Nord-Norge. Dette er i overenskomst med tidligere observasjoner av griselang (Lein & Küfner 1990). Nord-sørtrenden for blæretang i beskyttede områder er forbundet med usikkerhet: hvis EXPON-kurven for Finnmark hadde blitt brukt i stedet for regresjonskurven, ville det tydet på høyere forekomster nordover langs kysten.

Kurven for vanlig strandsnegl (*Littorina littorea*) viser et liknende mønster som de for de to foregående artene, bortsett fra at det er svært lave forekomster av denne arten i de nordligste områdene. Albusnegl (*Patella vulgata*) har også svært lave forekomster i de nordligste områder, og har så vidt vi kjenner til ikke blitt observert i Øst-Finnmark. Lenger sør har denne arten høyest forekomst ved midlere eksponeringsgrader.

Krasing (*Corallina officinalis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) har høyeste forekomster på eksponerte områder i Sør-Norge, men viser mindre respons på bølgeeksponering i de nordligste områdene. Denne nord-sørtrenden er mindre tydelig om EXPON-baserte kurver for Finnmark blir brukt for krasing.

Fjærerur (*Semibalanus balanoides*) og butare (*Alaria esculenta*) har høyeste forekomster på eksponerte områder langs hele kysten, og det er lite forskjell i respons mellom nord og sør.

Kurven for fingertare (*Laminaria digitata*) viser et interessant mønster: i sørlige områder har arten høyest forekomst ved midlere eksponeringsgrader, men når en går nordover øker den optimale eksponeringsgraden, inntil Finnmark der arten ser ut til å være mest tallrik i fjæra på de mest eksponerte områdene.

Dersom de EXPON-baserte kurvene for Finnmark hadde blitt brukt i stedet for regresjonskurvene for de to tareartene, ville begge arter sett ut til å ha noe høyere forekomster i de nordligste områdene. En slik trend ville vært i overensstemmelse med tidligere observasjoner av fingertare fra Hordaland og Troms (Lein & Küfner 1990).

De endelige kurvene ser ut til å kunne være biologisk tolkbare, og er generelt i overensstemmelse med resultatene funnet for hvert enkelt område. Mulige biologiske årsakssammenhenger gjenstår å bli undersøkt.

VEDLEGG II – Validering Ressurs- og Substratdata, Bløtbunn

Substrat- og ressursdata utgjør to av hovedkomponentene i Dam&Shore-konseptet. I foreliggende arbeid er det opparbeidet et digitalt datasett på strandsubstrat som er gruppert i de to hovedbiotopene hardbunn og bløtbunn. Datasettet på substrat benyttes igjen som utgangspunkt for tildeling av en ressurskomponent. Eksisterende grunnlagsmateriale på bløtbunn viste seg imidlertid å være så vidt begrenset at det ikke var tilrådelig å tilegne substratdataene kvantitative ressursegenskaper på linje med hardbunn. I det følgende er noen av forutsetningene for dette testet og validert med utgangspunkt i dokumentasjon av georefererte havstrandslokaliteter.

Det digitale strandsubstrat datasettet er opparbeidet med utgangspunkt i en mer eller mindre landsdekkende kartlegging av miljøet til oljevernberedskapsformål som ble gjennomført i regi av SFT, flere oljeselskaper og SINTEF på slutten av 1980- og begynnelsen av 90-tallet (Hoddø et al. 1990; Kjøll et al. 1982, 1984; Tømmersaas et al. 1985, 1986; Østebrot et al. 1985, 1984 a,b,c). I disse arbeidene er strandsubstratet klassifisert på grunnlag av flyfoto ved bruk av stereoskop/lupe. Kvartærgeologiske kart er benyttet som støtte for klassifiseringen i deler av områdene, mens deler av kysten er kontrollert ved befaring. Dette grunnlagsmaterialet har imidlertid en grovere oppløsning i ytre kystområder som omfatter en rekke mindre øyer, hvor kildematerialet viser til manglende flyfoto. (De indre fjordområdene er for øvrig heller ikke fullstendig dekket.) I foreliggende arbeid med å overføre det analoge informasjonsgrunnlaget til digitale substratdatasett ble strandberg funnet å være den dominerende substrattypen i slike eksponerte områder. For ytre områder hvor det analoge informasjonsgrunnlaget er mangelfullt er derfor kystlinjen karakterisert som strandberg.

Grunnlagsmaterialet på bløtbunn er som kjent relativt sparsomt og gir sjelden kvantitativ informasjon om bløtbunnsarter, -samfunn og -forekomster som er egnet til å tillegge substratdataene ressursegenskaper på linje med hardbunnsmiljøet. Undersøkelsene er alt overveiende sporadiske og av lokal karakter (jf. kapittel 4.3.4.2).

Det historiske materialet er sammenstillet og vurdert av Brattegaard & Holthe (1995, 1997), hvor et rådgivende utvalg nylig har gitt en tilråding som omfatter 47 kandidatområder for vern (Rådgivende utvalg 2001). Av disse er 4-5 vurdert som viktige bløtbunnsområder. De fleste områdene er imidlertid vurdert på bakgrunn av helhetlige, økologiske kriterier, og dekker således større sjøområder med flere kvaliteter og egenskaper. Langt de fleste er også lokalisert på andre dyp enn fjæresonen. Mange større og mindre sjøområder er allerede vernet under naturvernloven (NKV 2002). Disse områdene er imidlertid ikke vernet ut fra marine kriterier, men har ofte tilknytning til landområder (skjær, øyer, estuarier, våtmarksområder). Verken dokumentasjonen fra arbeidet med marine verneområder eller Vernekatalogen er derfor funnet relevant for foreliggende arbeid.

Dokumentasjonen av havstrandslokaliteter, dvs. forekomster av botanisk interesse primært i de øvre deler av stranda utgjør et mulig unntak. I Nordland er dette dokumentert av Elven et al. (1988a-d), hvor i alt 660 lokaliteter ble undersøkt i periodene 1977-79 og 1983-88. Arbeidet er omfattende, lokalitetene er beskrevet i detalj og georeferert, og på bakgrunn av et sett kriterier tildelt en "verneverdi" for prioritering. Resultatene er også sentrale i Kystverneplanen for Nordland ble vedtatt i slutten av 2002.

Elven et al.'s resultater inneholder ingen faunistiske elementer, men ble i utgangspunktet vurdert som interessant referansemateriale for forekomstene av bløtbunn som var dokumentert i ovenstående analoge beredskapskart. Hypotesen var at strandtyper av kategoriene sandstrand, sanddyne og leirstrand ville være sammenfallende i de to arbeidene. Dersom dette var tilfellet kunne ressursdata og parameterverdier for implementering av skademodellen harmoniseres mot referansematerialet for havstrand slik det er tilrettelagt og systematisert i MRDB. Uttrykket for skadepotensialet ville på samme måte kunne vurderes på en enhetlig måte for alle typer ressurser på strand.

For testing og utprøving av denne hypotesen ble tatt utgangspunkt i det tilrettelagte datasettet på substrattyper. Nordland ble valgt som testområde, siden denne delen av kysten har mange og lange sandstrener. I tillegg er havstrandslokalitetene georeferert og dokumentert av Elven et al. (1988a-d).

Av opparbeidete substratdata for 70929 km fra russergrensen til Lista (av total kystlinje på 75762 km) utgjør bløtbunn 3982 km, mens henholdsvis 338 km er leirstrand og 3 644 km er sandstrand (inkludert sanddyne). For Nordland er det tildelt substrat til totalt 22 499 km kystlinje (av total kystlinje på 22651 km), og av dette er 1206 km sandstrand (inkludert sanddyne) og 95 km leirstrand.

Disse lokalitetene er dokumentert med områdebeskrivelser og det er til en viss grad mulig å skille ut lokaliteter som omfatter bløtbunnssamfunn. Dette materialet er digitalisert i MRDB. I forbindelse med RKU Norskehavet (Brude et al. 2002) ble havstranddata fra dette materialet videre bearbeidet for Nordland. Disse dataene er benyttet som utgangspunkt for foreliggende testing av substratdataene.

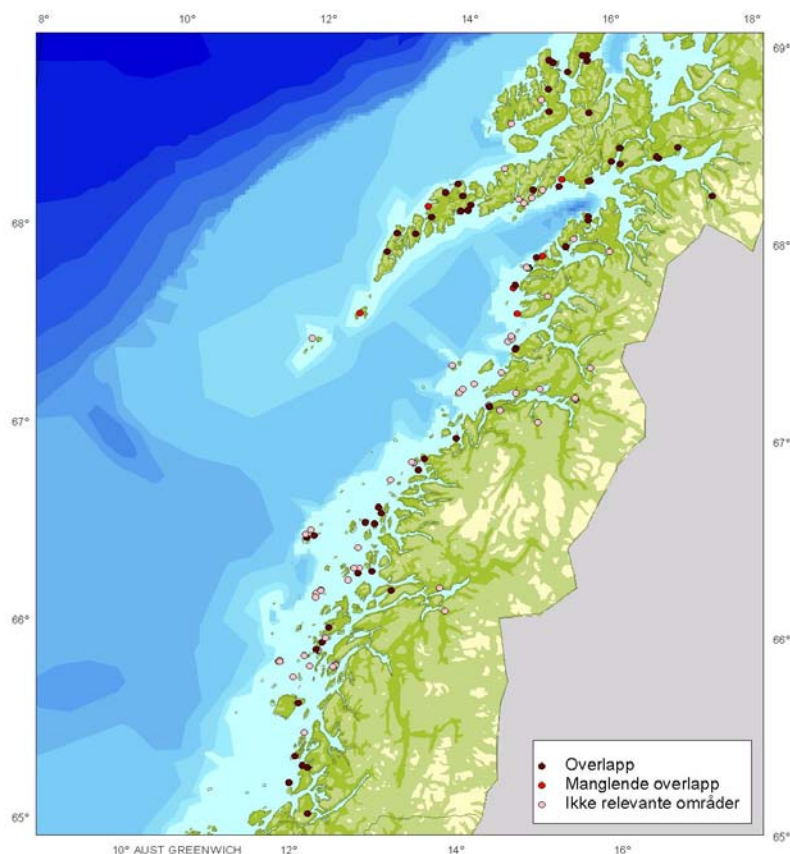
Fra havstrandsmaterialet i MRDB som ble opparbeidet for oljeselskapene i forbindelse med RKU Norskehavet (Brude et al. 2002), ble totalt 449 lokaliteter gruppert til strandeng og/eller sandstrand. Alle disse lokalitetene er verdsatt på en skala fra 0-5, hvor 3-5 kan være aktuelle verneobjekter. For å gjøre en spissing av de mest sentrale lokalitetene ble alle registreringer med verdi 3-5 valgt ut (124 lokaliteter) for testing av substratdataene. Dette ble vurdert å være et utvalg sentrale sandstrand- og strandenglokaliteter som nødvendigvis burde være registrert i substratdataene.

Havstrandslokalitetene som er spesifisert i Elven et al. (1988a-d) kan deles inn i større områder som omfatter flere substrattyper, samt mindre områder som viser til konkrete strandlokaliteter. Større områder kan ikke relateres til de opparbeidede substratdataene. Samtidig er ikke havstrandslokalitetene entydig klassifisert med hensyn på habitat og samfunn, men viser hovedsakelig til botaniske interesser i møtesonen mellom land og hav. Derfor ble områdebeskrivelsene av alle de 124 utvalgte havstrandslokalitetene gjennomgått for å vurdere relevansen for bløtbunnslokaliteter. Videre sammenligninger mellom de to datakildene viste følgende:

- Av totalt 124 havstrandslokaliteter viste 60 overlapp med sand- og leirstrand i substratdatasettet.
- Fem havstrandslokaliteter som omfattet sandstrand eller sanddyne i henhold til områdebeskrivelsene var ikke registrert som bløtbunn i substratdataene.
- Resterende 59 registreringer omfattet større kystområder (hovedsakelig i ytre deler av kysten) som ikke kunne relateres til enkeltlokaliteter, eller områder uten beskrivelser av sandstrand eller leirstrand i områdebeskrivelsene.

Av de utvalgte havstrandslokalitetene viste i størrelsesorden 50% overlapp med substratdataene, mens ~ 4% omfattet lokaliteter som ikke kunne relateres til sandstrand eller leirstrand i substratdatasettet (jf. figur II.1). Ser man derimot bort fra de 59 lokalitetene som omfattet større kystområder, finner man > 90% overlapp med substratdataene. Flere av områdebeskrivelsene til de 59 større kystområdene viser til sandstrandslokaliteter uten at disse er spesifisert videre. I ytre deler av kysten er store deler av substratdataene registrert som strandberg. Dette er et resultat av manglende grunnlagsmateriale for substrat i deler av ytre kystområder, slik at mindre vikar og bukter med sandstrand ikke fremgår av datasettet.

I denne sammenhengen er det verdt å merke seg at havstrandsundersøkelsene er fokusert på botaniske interesser, alt overveiende høyerestående planter som er lokalisert i de mer terrestre delene av strandmiljøet (fra øvre deler av fjæra til langt over sprutsonen). Beredskapskartene er vel ment å dekke tidevannssonen. Resultatene over er derfor ikke helt overraskende; sammenfallet gir en god indikasjon på styrker og svakheter ved opparbeidelse og bearbeidelse av større mengder data gjennom flere ledd.



Figur II.1. Havstrandslokaliteter som viste henholdsvis overlapp med og manglende overlapp med bløtbunnslokaliteter i substratdatasettet, samt områder som ikke ble vurdert relevante som bløtbunnslokaliteter.

Det kan derfor konkluderes med at de store havstrandslokalitetene i Elven et al. (1988a-d) må behandles individuelt for vurdering av hvilke deler av områdene som ligger til grunn for deres prioritering. Oppløsningen i MRDB kan synes noe utilstrekkelig, klassifiseringen av enkelte områder er ikke entydig, og det originale kildematerialet må anvendes for å vurdere lokalitetenes samlede egenskaper. Dette arbeidet er imidlertid så vidt omfattende på landsbasis at det ikke kunne omfattes av foreliggende prosjekt. Integrering av havstrandslokalitetene i DamQ-Shore, med utvikling av parameterverdier for vurdering av skadepotensialet, kan derfor fort bli mer villedende enn veiledende og tilrådes ikke uten en større gjennomgang av det aktuelle kildematerialet.

REFERANSER

- Alpha 2000. Estimering av skade- og risikopotensialet strand og akutt oljeforurensning. Testing og validering av DamE-Shore for praktisk anvendelse i miljørisikonalysen. Alpha Notat 1062_1/kam20.11.00. 12 s.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding 310: 1-18.
- Anker-Nilssen, T., Johansen, Ø. & Kvenild, L. 1992. SIMPACT. A system for analysing impacts of petroleum activity. Model description and user's guide. NINA Oppdragsmelding 162: 1-38.
- Baardseth, E. 1970. A square scanning, two-stage sampling method of estimating seaweed quantities. Rapport 33. Norsk Inst. for tang- og tareforskning. 41 s.
- Brattegard, T. & Holthe, T. (eds.) 1997. Distribution of marine, benthic macro-organisms in Norway. A tabulated catalogue. Preliminary edition. Research report for DN 1997-1. Directorate for Nature Management. 409 s.
- Brattegard, T. & Holthe, T. (eds.) 1995. Kartlegging av egnede marine verneområder i Norge. Tilråkning fra rådgivende utvalg. Utredning for DN Nr. 1995-3. Direktoratet for naturforvaltning. 179 s.
- Brude, O.W., Systad, G.H., Moe, K.A. & Østby, C. 2003. ULB Delutredning – Studie 7-b. Uhellsutslipp til sjø. Miljøkonsekvenser på sjøfugl, sjøpattedyr, strand, iskant mv. Rapport 1157-01. Alpha Miljørådgivning – Norsk Institutt for naturforskning. 81 s.
- Brude, O.W., Østby, C., Moe, K.A., Lorentsen, S.-H., Follestad, A., Fossum, P., Heide, M.A. & Melbye, A.G. 2002. Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Oversikt over miljøressurser. SINTEF rapport STF66 A02059. 146 s.
- Børresen, J.A., Christie, H. & Aaserød, M.I. 1988. Åpning av Barentshavet Syd, Troms II, Troms III, og sydlige del av Finnmark Vest for petroleumsvirksomhet. Konsekvensutredning. Olje- og energidepartementet. 90 s.
- Christie, H. & Berge, J.A. 1995. In situ experiments on recolonization of intertidal mudflat fauna to sediments contaminated with different concentrations of oil. *Sarsia* 80: 175-185.
- Dalby, D.H., Cowel, E.B., Syrratt, W.J., Crothers, J.H. 1978. An exposure scale for marine shores in Western Norway. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 58: 975-996.
- Dons, C. 1949. Norges strandfauna. 35. Fremgjellesnegler. *Det Kongelige Norske Vitenskapers Selskabs Forhandlinger* 21(43): 191-196.
- Dons, C. 1937. Norges strandfauna. 13-19. Muslinger. *Det Kongelige Norske Vitenskapers Selskabs Forhandlinger* 9(42)-10(14).
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988a. Botaniske verdier på havstrander i Nordland. A - Generell innledning. Økoforsk rapport 1988: 2A.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988b. Botaniske verdier på havstrander i Nordland. B - Beskrivelse for regionene Nord-Helgeland og Salten. Økoforsk rapport 1988: 2B.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988c. Botaniske verdier på havstrander i Nordland. C - Beskrivelse for regionene Ofoten og Lofoten/Vesterålen. Økoforsk rapport 1988: 2C.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988d. Botaniske verdier på havstrander i Nordland. D - Kriterier og sammendrag. Økoforsk rapport 1988: 2D.
- Fosså, J.H. 2002. Havets miljø 2002. Fisken og havet, særnummer 2 – 2002.
- Hansen, E. 1995. Utvikling av en biologisk basert eksponeringsskala på Nord-Vestlandet. Hovedfagsoppgave. Univ. Bergen. 50 s.
- Hokstad, S., Meisler, A.B. & Sneli, J.-A. 2000. Dyrelivet i fjæra. 149-156 i Sakshaug, E. & Sneli, J.-A. (red): Trondheimsfjorden. Tapir forslag, Trondheim.
- Jødestøl, K., Sørgård, E., Hoell, E. & Fredheim, B. 1996. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA): Metodebeskrivelse. Rapport 95-3562. Det Norske Veritas.
- Kruskopf, M. & Lein, T.E. 1998. Biological exposure scale – Methodology. IFM rapport nr. 8, 1998. Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB. 34 s.

- Kruskopf, M. & Lein, T.E. 1997. Biological exposure scale for Sogn og Fjordane in Southwestern Norway. IFM rapport nr. 7, 1997. Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB. 21 s.
- Kvist, M.K. & Lein, T.E. 1999. Sammenheng mellom biologiske og fysiske mål på bølgeeksponering i Hordaland. IFM rapport nr. 2, 1999. Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB. 53 s. + app.
- Larsen, L.-H., Evensen, A. & Falk-Petersen, I.-B. 1993. Effekter av olje på bløtbunnsamfunn i fjæra og på grunt vann. Sårbarhetsvurdering av bløtbunnsfjæra i Midt-Norge. Akvaplan-niva rapport 92304.01.01. 34 s. + app.
- Lein, T.E., Hjøhlman, S., Fosså, J.H., Årrestad, K. & Mortensen, P.B. 1993. Oljeforurensning på hardbunn. Fjæresonen og tareskogsområder i Midt-Norge. IFM rapport nr. 4, 1993. Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB. 72 s. + app.
- Lein, T.E., Hjøhlman, S., Berge, J.A., Jacobsen, T. & Moe, K.A. 1992. Oljeforurensning i hardbunnsfjæra. Effekter av olje og forslag til sårbarhetsindekser for norskekysten. IFM Rapport Nr. 23, 1992. Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB. 41 s.
- Lein, T.E. & Küfner, R. 1990. Kvantitative undersøkelser av fjæresamfunn dominert av grisetang (*Ascophyllum nodosum*) på Vestlandet og i Nord-Norge. Blyttia 48: 45-51.
- Lein, T.E., Küfner, R. & Hansen, J.R. 1988. Alger og dyr i hardbunnsfjæra i Finnmark. Konsekvenser av oljeforurensning. Økoforsk rapport 1988:15, Økoforsk program for anvendt økologisk forskning. 56 s.
- Lein, T.E., Küfner, R. & Hansen, J.R. 1987a. Konsekvensutredninger Barentshav Syd. Artssammensetning i fjæra i Finnmark. Del 1: Hardbunn. Rapport. ØKOFORSK program for anvendt økologisk forskning, NAVF. 86 s. + Vedlegg.
- Lein, T.E., Sivertsen, K., Hansen, J.R. & Sjøtun, K. 1987b. Tare- og tangforekomster i Finnmark. Del 1: Hovedrapport. Rapport til FINNUT, A/S Finnmark Utbygningsselskap. FORUT Rapport 01.07.306.87. FORUT, Forskningsstiftelsen ved Universitetet i Tromsø. 118 s.
- Lein, T.E. & Oug, E. 1983. Littoral communities in Troms (northern Norway). Upublisert. Universitetet i Tromsø. 14 s.
- Leinaas, H.P. & Berge, J.A. 1991. Innvirkning av olje på strukturerende prosesser i littoralsonen – bløtbunn. S. 24-41 i Barrett, R.T. (red.): Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport. NINA Forskningsrapport 17.
- Leinaas, H.P., Berge, J.A. & Skeie, G.M. 1987. Bløtbunnsamfunn i fjæra i Troms og Finnmark. Rapport om en pilotundersøkelse i forbindelse med konsekvensutredninger Barentshavet Syd m.m. Artssammensetning i fjæra i Finnmark. Rapport. 23 s.
- Lewis, J.R. 1964. The ecology of rocky shores. English University Press. London. 323 s.
- Lüning, K. 1990. Seaweeds: Their environment, biogeography and ecophysiology (originaltittel: Meeresbotanik). John Wiley. New York. 527 s.
- Mannvik, H.-P. & Larsen, L.-H. 1992. Kunnskapsbase om fjæra og gruntvannsområder i Midt-Norge. Akvaplan-niva rapport 90129.01.02. 22 s. + app.
- Moe, K.A. 1994. The sea shore of Svalbard; numerical assessment of vulnerability. Report from a workshop. DNV Report 94-3624. Det Norske Veritas. 11 s. + Appendices.
- Moe, K.A. & Brude, O.W. 2002. Strand – Miljøkomponenter i littoralen. Forekomster og fordeling i området Lofoten-Barentshavet. Alpha Rapport 1137-01. Alpha Miljørådgivning. 20 s.
- Moe, K.A., Skeie, G.M., Brude, O.W., Løvås, S.M., Nedrebø, M. & Weslawski, J.M. 2000a. The Svalbard intertidal zone; a concept for the use of GIS in applied oil sensitivity, vulnerability and impact analyses. Spill Science & Technology Bull. 6(2): 187-206.
- Moe, K.A., Brude, O.W., Skeie, G.M., Stige, L.C. & Lein, T.E. 2000b. Estimations of Potential damage – Seashore and Acute Oil Pollution (DamE-Shore). Implementation of the concept with emphasis on Finnmark and Troms. Alpha Report 1046-1. Alpha Environmental Consultants. 61 s.
- Moe, K.A., Brude, O.W. & Østby, C. 1999a. The Intertidal Zone Communities at Svalbard, Bjørnøya and Hopen. Implementation of the MOB concept. Alpha Report 1038-1. Alpha Environmental Consultants. 30 s.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. Alpha Miljørådgivning-Havforskningsinstituttet-Norsk institutt for naturforskning-Norsk Polarinstitutt. Alpha Rapport 1007-1. Alpha Miljørådgivning. 51 s. + Web-Atlas CD-ROM.

- NKV 2002. Norske verneområder tilrettelagt av Norges kartverk for DN.
- NSKV 2001. Tidevanntabeller. For den norske kyst med Svalbard samt Dover, England. 64. årgang 2001. Utgitt av Statens kartverk Sjøkartverket.
- OLF 2001. Miljørisiko. Etablering av en industristandard i analyse av miljørisiko. MIRA. CD rom. Oljeindustriens Landsforening.
- OLF 1999. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsvirksomhet på norsk sokkel. Metode for miljørettet Risikoanalyse (MIRA). Rapport. Oljeindustriens Landsforening.
- Osland, E. 1985. Utvikling av en biologisk basert eksponeringsskala til praktisk bruk for bedømmelse av hardbunns littoral på Sør-Vestlandet. Cand. real.-oppgave. Department of Marine Biology, University of Bergen. 147 s.
- Oug, E. 2001. Polychaetes in intertidal rocky and sedimentary habitats in the region of Tromsø, northern Norway. *Sarsia* 86: 75-83.
- Oug, E. 1977. Faunal distribution close to the sediment of a shallow marine environment. *Sarsia* 63: 115-121.
- Oug, E., Lein, T.E., Küfner, R. & Falk-Petersen, I.-B. 1991. Environmental effects of a herring mass mortality in Northern Norway. Impact on and recovery of Rocky-shore and soft-bottom biotas. *Sarsia* 76: 195-207.
- Oug, E., Nilsen, R., Langseth, K.-E., Küfner, R. & Lein, T.E. 1987. Resipientundersøkelser i Båtsfjord 1985. *Tromsø, Naturvitenskap* 48. 41 s.
- Oug, E., Lein, T.E., Holte, B., Ormerud, K. & Næs, K. 1985. Basisundersøkelse i Tromsø sund og Nordbotn 1983. Bløtbunnsundersøkelse, fjæreundersøkelse og bakteriologi. Fagrapport. NIVA Rapport 173b/84. 160 s.
- Rueness, J. 1977. Norsk algeflora. Universitetsforlaget.
- Rueness, J., Jacobsen, T. & Åsen, P.A. 1990. Trekk ved marine benthosalgers utbredelse i Norge belyst ved undersøkelser av blant andre rødalgen *Ceramium shuttleworthianum* (pigget rekeklo). *Blyttia* 48: 21-46.
- Rådgivende utvalg 2001. Utvalgets forslag til bruttoliste for marine verneområder (1. november 2001).
- Severinsen, R. 1997. Utviklingen av en biologisk basert eksponeringsskala for Vesterålen. Hovedfagsoppgave. Univ. Bergen. 110 s.
- Skeie, G.M. 1987. Analyse av data innhentet fra Eidvaagen, Nordkjosbotnen og Sommarøy. Rapport, AKUP/ FOBO. 39 s.
- Skeie, G.M., Johansen, F.W., Østby, C., Brude, O.W., Rødal, J., Moe, K.A. & Torp, O.-J. 2000. A web based system for regional oil spill contingency and response planning. In: Proc. SPE internat. Conf. on Health, Safety and the Environment in Oil and Gas Exploration and Development. Stavanger, Norway, 26-28 June 2000.
- Skeie, G.M., Moe, K.A., Hoell, E., Natvig Lie, H. Sande, A. & Carm, K. 1995. Marine Resources Data Base - Environmental management tool for Norwegian offshore operators. Pp. 573-584 in: Proc. Offshore Europe Conference 95. Aberdeen, Scotland, 5-8 September 1995.
- Snelli, J.A. 1968. The intertidal distribution of polychaetes and molluscs on a muddy shore in Nord-Møre. *Sarsia* 31: 63-68.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 2000. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3. utg. W. H. Freeman and Company. New York. 887 s.
- Soot-Ryen, T. 1951. New records of the distribution of marine Mollusca in Northern Norway. *Astarte* 1: 1-5.
- Stige, L.C., Lein, T.E., Moe, K.A. & Brude, O.W. 1999. Models on the distribution of hard-bottom littoral organisms in Finnmark, Norway, based on wave exposure. IFM Rapport Nr. 16, 1999. Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB. 29 s.
- Stokland, Ø. 1985. Muslingslekten *Mya* i norske farvann. *Fauna* 38: 83-86.
- Strømgren, T., Lande, R. & Engen, S. 1973. Intertidal distribution of fauna on muddy beaches in the Borgenfjoren area. *Sarsia* 53: 49-70.
- Sørgård, E., Jødestøl, K., Hoell, E. & Fredheim, B. 1995. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA): Grunnlagsrapport. Rapport 95-3563. Det Norske Veritas.
- Sætre, R. 1999. Features of the central Norwegian shelf circulation. *Cont. Shelf. Res.* 19: 1809-1831.
- Tangen, A. 1976. *Polysiphonia lanosa* (L.) Tandy. Økologi og utbredelse i Sør-Norge. Hovedfagsoppgave. UiO. 142 s.

- Thomassen, J., Hansson, R., Hoell, E.E. & Moe, K.A. 1997. Evaluering av metode for miljørettet risikoanalyse – MIRA ved bruk av AEAM-metoden. Arbeidsdokument fra et arbeidsseminar i Oslo 18-20 november 1996. NINA Oppdragsmelding 449. 125 s.
- Tunberg, B. 1982. Quantitative distribution of the macrofauna in a shallow, sandy bottom in Raunefjorden, western Norway. *Sarsia* 67: 201-210.
- Tunberg, B. 1981. Two bivalve communities in a shallow and sandy bottom in Raunefjorden, western Norway. *Sarsia* 66: 257-266.
- Østby, C., Spikkerud, C.S., Moe, K.A., Brude, O.W., Nissen-Lie, T., Aspholm, O.Ø. & Johansen, Ø. 2003. EIF acute concept definition. Alpha rapport 1162-01. 12 s. + Appendix.
- Årrestad, K. & Lein, T.E. 1993. A computer program (EXPON) for calculation of a biologically based exposure scale. IFM rapport nr. 5, 1993. Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB. 22 s.
- Aaserød, M.I. & Loeng, H. (red.): Oljeleting i det nordlige Barentshavet. Sammenfatning av mulige virkninger for miljø, naturressurser og samfunn. Rapport. Olje- og energidepartementet. 121 s. + App.