Sanering av akutt forurensning på strand

Del 1: Teoretisk grunnlag for anbefalte praktiske tiltak og organisering

TA-nummer: 1658/1999
ISBN-nummer: 82-7655-174-2

VEILEDNING 99:06

Statens forurensningstilsyn

Postadresse: Pb. 8100 Dep, 0032 OSLO
Kontoradresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 *Telefax:* 22 67 67 06
Organisasjonsnr.: 970 935 657
http: //www.sft.no/bestilling.html

Utførende institusjon: Aquaplan-niva AS[1] RC-Consultants AS[2] NORSAS AS[3]	Kontaktperson SFT Geir Lenes		ISBN-nummer 82-7655-174-2
	Avdeling i SFT Beredskap og kontroll		TA-nummer TA-1658/99
Oppdragstaker prosjektansvarlige Jos Kögeler	År 1999	Sidetall 90	SFTs kontrakt nummer
Utgiver: Statens forurensningstilsyn	Prosjektet er finansiert av SFT		

Forfatter:Michael Carroll,[1] Anita Evenset[1], Jos Kögeler[1], Jan Nicolay Langfeldt[2] & Tom Johansson[3]

Tittel – norsk og engelsk
Sanering av akutt forurensning på strand.
Del 1: Teoretisk grunnlag for anbefalte praktiske tiltak og organisering
Guideline for the restoration of acute pollution on beach habitats.
Part 1. Theoretical foundation for recommended, practical, remedial action and organisation.

Sammendrag: Veiledning for sanering av akutt forurensning på strand gir teknisk bakgrunns-informasjon, erfaringer fra tidligere forurensningssituasjoner og gir faglige vurderinger av andre relevante aspekter relatert til oljeforurensning av strand. Emner som behandles er bl.a.:

- oppførsel og nedbryting av olje og oljeprodukter på strand
- klassifisering av strandsubstrater, former og habitater
- metoder og strategier for sanering og restaurering
- beslutningsmodeller for prioritering av strand områder og valg av saneringstiltak

Beslutningsmodellen for prioritering av kystområder kombinerer MOB modellen for prioritering av biologiske ressurser og den internasjonale klassifiseringsprosedyrer for habitater (ESI).

Summary: The Manual for Cleanup of Polluted Shore provides technical background information, presents experiences from past spills and contains evaluations of related issues, a.o.:

- behaviour and weathering of oil and petroleum products on the shore
- classification of shoreline substrates, forms and habitats
- strategies and methods for shoreline clean-up and restoration
- decision models for prioritisation of shorelines and selection of cleanup methods

The decision model for the prioritisation of shorelines combines aspects from the Norwegian MOB approach for protection of sensitive biological resources, international ESI-procedures for habitats, and includes consideration of the potential for remobilisation of grounded petroleum products.

4 emneord:	4 subject words
Oljeforurensning	Oil pollution
Strand	Beach
Sanering	Sanitation
Restaurering	Restoration

Forord

Veiledningen i strandsanering kommer som oppdatering av Håndbok i strandsanering fra 1984. Denne veiledningen representerer en faglig teoretisk del og i tillegg skal det utarbeides en "felthåndbok" med praktiske veiledninger.

I løpet av de siste fjorten år har det foregått en betydelig utvikling både mhp tiltak, analyse og effekt av olje og kjemikalieforurensning. Teknisk sett er både utstyret og anvendelse av dette forbedret, og nye saneringsmetoder er kommet til. Det har skjedd endringer i forurensningsloven, nye forskrifter er etablert og ansvarsforhold ved akutt forurensning har blitt klargjort. Erfaringer fra større oljesøl, f. eks. "Exxon Valdez", "Braer" og "Sea Empress", gir også et bredere grunnlag til å vurdere miljøeffekter, både av akutt forurensning og saneringstiltakene i seg selv. SFT ønsket derfor å presentere en Veiledning i strandsanering (teoretisk del) som kan bidra til forståelsen av de prosesser som finner sted når akutt forurensning av kjemikalier, dvs. olje og andre kjemikalier når fastlandskysten.

Denne veiledningen omhandler strandsanering på fastlandskysten og er rettet mot akutt forurensning av kjemikalier, dvs. olje og andre kjemikalier. Veiledningen tar hensyn til siste års utvikling innenfor bl.a. teknologi, forvaltning og miljøforståelse, samt praktiske erfaringer fra oljeforurensning og strandsaneringer i Norge og utlandet.

Arbeidet er utført av en prosjektgruppe med representanter fra Akvaplan-niva AS, RC-Consultants AS og Norsas AS. Prosjektgruppen har i sitt arbeidet kunne støtte seg på en referansegruppe med representanter fra oppdragsgiver, forskningsmiljø, forvaltning og utstyrsleverandører.

I prosjektet inngår midler fra Styringsgruppe for forskning ved bekjemping og sanering etter kjemikalieulykker, Nordisk Ministerråds embetsmannsgruppe.

Deltagere i prosjektgruppe og referansegruppen var:

Prosjektgruppe

Anita Evenset (Akvaplan-niva)
Mike Carroll (Akvaplan-niva)
Jos Kögeler (Akvaplan-niva)
Tom Johansson (Norsas)
Jan Nicolay Langfelt (RCC)
Toralf Tysse (RCC)

Referansegruppe

Bent Kristian Hasle (Miljøpartner)
Torgeir Bakke (NIVA)
Harry Grytbakk (Havnekaptein Oslo)
Geir Lenes (SFT)

SFT, august 1999

Sammendrag

Veiledning i strandsanering (teoretisk del) omhandler akutt forurensning på strand. Veiledningen gir teknisk bakgrunnsinformasjon, erfaringer fra tidligere forurensningssituasjoner og faglige vurderinger av andre relevante aspekter relatert til oljeforurensning av strand. Emner som behandles er blant annet:

- oppførsel og nedbryting av olje og oljeprodukter på strand
- klassifisering av strandsubstrater, former og habitater
- metoder og strategier for sanering og restaurering
- beslutningsmodeller for prioritering av strand områder og valg av saneringstiltak
- organisasjon og håndtering av avfall

Beslutningsmodellen for prioritering av kystområder kombinerer aspekter fra den norske MOB (Miljøprioriteringer, Oljevern, Beredskap) metodikken for prioritering av biologiske ressurser og den internasjonale klassifiseringsprosedyren for habitater (Environmental Sensitivity Indexing , ESI), og tar dessuten hensyn til potensialet for re-mobilisering av strandet forurensning.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING....6

1.1 Målsetning og avgrensninger....6

1.2 Definisjoner 6

2. OLJE OG OLJEPRODUKTER I KYSTSONEN....8

2.1 Sammensetning/komponenter....8

2.2 Forvitring av olje....8

2.2.1 Fordamping....9

2.2.2 Naturlig dispergering....10

2.2.3 Emulsjonsdannelse....10

2.3 Drift og spredning av olje....10

2.4 Sedimentering og nedgraving av olje....11

2.5 Sammenlikning av oljetyper....12

3. STRANDTYPER....15

3.1 Substrat 15

3.2 Form og utbredelse....16

3.3 Klassifisering av strandtyper....17

4. FØLSOMHET FOR AKUTT FORURENSNING....19

4.1 Habitater 19

4.1.1 Berggrunn....20

4.1.1.1 Eksponerte, bølgebrutte klipper....20

4.1.1.2 Eksponerte svaberg....20

4.1.1.3 Beskyttet berggrunn....21

4.1.2 Løsmassestrender....22

4.1.2.1 Sandstrender....23

4.1.2.2 Steinstrender....26

4.1.2.3 Blandete sand og steinstrender....26

4.1.2.4 Våtmarker/Tidevannsflater....27

4.1.2.5 Andre strandtyper....30

4.1.3 Menneskeskapte strukturer....31

4.1.3.1 Impermeable substrat....32

4.1.3.2 Permeable substrat....32

4.1.4 Is og snø....32

4.1.4.1 Is....32

4.1.4.2 Snø....33

4.2 Biologiske ressurser i strandsonen....34

4.2.1 Invertebrater i tidevannssonen....34

4.2.1.1 Hardbunnssamfunn....34

4.2.1.2 Bløtbunnssamfunn....35

4.2.2 Vegetasjon i tidevannsområdet 35
4.2.2.1 Tang og tare 35
4.2.2.2 Høyere planter 36
4.2.3 Sjøfugl, pattedyr og fisk 36
4.2.4 Effekter av olje på planter og dyr i tidevannssonen 36
4.3 Andre ressurser 37
4.3.1 Naturlig forekommende ressurser 37
4.3.2 Rekreasjonsområder 38
4.3.3 Arkeologi og kultur 38
4.3.4 Industri 38

5. PRIORITERING AV OMRÅDER OG VALG AV TILTAK 39

5.1 Influensområdets følsomhet 39
5.2 Ressursbasert prioritering i influensområder 39
5.3 Følsomhetsindeksering av influensområdet 40
5.4 Fare for re-mobilisering og sekundær forurensning 44
5.5 Prioriteringsmodell for sanering av strand 44
5.5.1 Bakgrunn 44
5.5.2 Utvikling av prioriteringssmodell 45
5.5.3 Bruk av prioriteringsmodellen 46
5.6 Miljøpolitiske føringer 48
5.7 Tekniske og miljømessige forhold. 49

6. METODER FOR SANERING OG RESTAURERING AV FORURENSET STRAND 50

6.1 Sanering av forurensning i strandsonen 50
6.1.1 Selvrensing 51
6.1.2 Fysiske metoder 51
6.1.2.1 Overskylling 51
6.1.2.2 Spyling 52
6.1.2.3 Manuell rensing 53
6.1.2.4 Substratfjerning 53
6.1.2.5 Skimming og vakuumsuging (slamsuging) 54
6.1.2.6 Påføring av absorberingsmidler 54
6.1.2.7 Fjerning av vegetasjon 55
6.1.3 Kjemiske og biologiske metoder 55
6.1.3.1 Bruk av strandrensemidler 55
6.1.3.2 Herding 56
6.1.3.3 Brenning 56
6.1.3.4 Bioremediering 57
6.2 Restaurering 58
6.2.1 Erstatning/tilbakeføring av fjernet strandmateriale 58
6.2.2 Stabilisering av sanddyner 58
6.2.3 Re-vegetering av strandenger og våtmarker 58

7. STRATEGIER FOR SANERING OG RESTAURERING.....59

7.1 Generelt 59
7.1.1 Tekniske begrensinger 59

7.2 Strandsanering..... 59
7.2.1 Klipper 61
7.2.2 Svaberg 61
7.2.3 Løsmassestrender..... 62
7.2.3.1 Blokkstrand 62
7.2.3.2 Steinstrand..... 62
7.2.3.3 Sandstrand..... 63
7.2.3.4 Siltstrand 63
7.2.3.5 Leirstrand 63
7.2.3.6 Torvstrender / substrat med høyt organisk innhold 64
7.2.3.7 Skjellstrand..... 64
7.2.4 Strandenger 64
7.2.5 Menneskeskapte strukturer 64
7.2.5.1 Impermeable strukturer..... 64
7.2.5.2 Permeable strukturer..... 65
7.2.6 Is 65
7.2.7 Snølagte områder 65

7.3 Restaurering 65

8. HÅNDTERING, TRANSPORT OG DISPONERING AV AVFALL.....67

8.1 Avfallshåndtering..... 67

8.2 Transport 68

8.3 Behandling av avfall..... 69

8.4 Behandlingsmåter..... 69
8.4.1 Termisk Separasjon (Gjenvinning) 70
8.4.2 Kompostering (Gjenvinning) 70
8.4.3 Forbrenning (Sluttbehandling)..... 70
8.4.4 Pyrolyse (Forbehandling/Gjenvinning) 71
8.4.5 Vasking (Forbehandling/Sluttbehandling)..... 71
8.4.6 Stabilisering, Solidifisering (Sluttbehandling)..... 71
8.4.7 Deponering (Sluttbehandling)..... 71

9. ORGANISASJON AV SANERINGSTILTAK 73

9.1 Beredskap mot akutt forurensning 73
9.1.1 Private virksomheters beredskap 73
9.1.2 Kommunenes beredskap 73
9.1.3 Statens beredskap mot akutt forurensning 73
9.1.4 Private beredskapsselskaper..... 74

9.2 Kartlegging av forurensning og influensområde..... 74
9.2.1 Krav til dokumentasjon av skader, tiltak og effekter..... 74
9.2.1.1 Kartlegging av influensområdet og forurensningen..... 75
9.2.1.2 Kartlegging og dokumentasjon av tiltakene 75
9.2.2 Dokumentasjon og evaluering av miljøeffekter på kortere og lengre sikt..... 76

9.2.3 Terminologi, koder og format for terrengundersøkelse 76
9.3 Skadestedet. Funksjoner og mandat 77
9.4 Planlegging og gjennomføring av tiltak 78
9.4.1 Valg av strategier og metoder 78
9.4.2 Kartlegging av ressursbehov og planlegging av innsats 78
9.4.3 Oppfølging og avslutning av innsats 79
9.4.4 Demobilisering 80
9.4.4.1 Opprydding 80
9.4.4.2 Deponering av avfall 80
9.5 HMS i saneringsaksjoner 81
9.6 Reparasjon og vedlikehold av utstyr 81
9.7 Beslutningsmodell for skadestedsleder 81
9.8 Informasjonsflyt 82
9.8.1 Informasjon til media/publikum 82
9.8.2 Informasjonsflyt i organisasjonens forskjellige ledd 83
9.8.3 Kontakt med andre etater 83

10. REFERANSER 85

11. INDEKS 90

1. Innledning

I 1984, ble "Håndbok i strandrensing- opprensing av oljesøl på strender" utgitt av Statens Forurensnings Tilsyn (SFT). Denne var ment å gi praktisk og operasjonell instruksjon til de som skal foreta saneringsarbeid i forbindelse med stranding av olje. Resultater fra oljevern-arbeid i forbindelse med flere større internasjonale oljeforurensninger (se oppsummering i NOAA 1997) har gitt ny vitenskapelig, teknisk, praktisk og operasjonell informasjon om strategier for bekjempelse og sanering av oljeforurensning. Slike erfaringer har også nylig blitt oppsummert i flere utenlandske håndbøker for praktisk oljevernarbeid.

Dette dokumentet (heretter referert til som Bind 1) dekker bakgrunn, erfaringer og faglige vurderinger av oljeforurensning på strand og relaterte emner, med referanse til de opprinnelige kildene i litteraturen. Referanser som har vært benyttet i oppdateringen er stort sett sitert fortløpende i teksten. Informasjon om strandtyper kan finnes i Hayes et al. 1992, kystformer og prosesser i strandsonen er beskrevet av Komar 1976, mens Foget et al. 1979 gir en oppsummering av vern og sanering av oljeforurenset strand. Gjennomgangen i bind 1 ligger til grunn for de ulike tiltak, beslutnings- og organisasjonsmodeller som beskrives i en praktisk felthåndbok (Bind 2). Felthåndboken er laget som et praktisk oppslagsverk som inneholder lettfattelige instruksjoner om oljevern. Tekst og bakgrunnsstoff er kuttet ned på i favør av visuelle kart, flytdiagrammer og tabeller for avgjørelser og handlinger som må tas i felt.

Det foreslås en ny beslutningsmodell for prioritering av kystområder med tanke på eventuelt vern og sanering av strandsonen. Beslutningsmodellen tar hensyn både til de biologiske ressursene og til substratets generelle følsomhet for olje og fare for remobilisering.

1.1 Målsetning og avgrensninger

Håndboken skal først og fremst være en praktisk hjelp ved sanering av strand etter akutt forurensning. De anbefalte strategier og metoder baseres på oppdatert kunnskap om strand-miljø og erfaringer med oljevernaksjoner. Denne kunnskapen er oppsummert og diskutert i Bind 1 for å gi forvalterne, oljevernarbeiderne og andre interesserte oversikt over hvordan miljø og olje påvirker hverandre, hvilke muligheter og begrensinger som påhviler de ulike aktuelle renseteknologier, og hvordan disse faktorene samlet berettiger de anbefalte tiltak.

Håndboken dekker alle relevante aspekter knyttet til sanering av kystområder som er påvirket av olje eller oljeprodukter som er drevet inn fra sjøen og tar derfor ikke hensyn til ikke miljøfarlige eller vannløselige stoffer og forurensning fra landbaserte kilder. I denne håndboken brukes "forurensing" og "olje" som samlebegrep for alle typer olje og raffinerte oljeprodukter med det mindre noe annet er angitt.

Håndboken begrenser seg geografisk til fastlands-Norge. Den er tilpasset den nasjonale lovgivningen og plikt til å ha beredskap mot akutt forurensning. Rent praktisk kan boken imidlertid brukes i de fleste tempererte og kalde farvann.

1.2 Definisjoner

Denne håndboken omhandler også sanering av områder som strengt tatt ikke faller under strandbegrepet. *Strand* brukes her som en generell betegnelse for overgangssonen mellom vann og land (kyst) og omfatter derfor ikke bare løsmassestrender, men også berggrunn, is og menneskeskapte strukturer.

Aksjon mot akutt forurensning inndeles i fasene: varsling, mobilisering, bekjempelse, sanering og restaurering (SFT 1998a.):

> *Bekjempelse*: alle tiltak som gjennomføres i akuttfasen av en forurensningssituasjon og som skal forhindre at oljen sprer seg fra kilden og når land. (Strakstiltak ved å stanse lekkasjen, begrense utstrekningen, hindre spredning, samle opp fra sjøen, lede oljen forbi sensitive områder og hindre strandet olje fra å bli remobiliseret.)
>
> *Sanering* tiltak som gjennomføres for å rense stranden for forurensning. Saneringsfasen varer inntil stranden er "ren nok" eller til de negative miljøeffekter eller kostnader forbundet med videre sanering ikke lenger oppveier de miljømessige forbedringen som tiltak kan gi.
>
> *Restaurering*: tiltak som gjennomføres for å føre et området tilbake til opprinnelig tilstand.

I utarbeiding av planer for oljevern og strandsanering er det nødvendig å ha en oversikt over forurensningens omfang og følsomheten til ulike områder og biologiske ressurser i kystsonen som kan bli utsatt for forurensning.

> *Influensområdet*: det området som blir påvirket av olje eller de saneringstiltak som igangsettes i strandsonen.
>
> *Følsomhet* (eller sensitivitet): relaterer seg til hvor sterkt et området eller ressurs reagerer på kontakt med eller nærheten til olje. *Sårbarhet* sier noe om sannsynligheten for at området kan bli påvirket av en akutt forurensning.
>
> *Substrat*: Fysisk struktur hvor olje eller organismer kan feste seg til eller trenge ned i.
>
> *Ressurser*: fysiske eller biologiske miljøkomponenter som kan benyttes eller utnyttes av en organisme eller mennesket. (fisk, sand, vegetasjon, osv.)
>
> *Habitat*: Et området hvor dyr eller planter lever eller vokser, vanligvis karakterisert med hjelp av fysiske egenskaper og/eller dominerende plantesamfunn (ressursgrunnlag).

2. Olje og oljeprodukter i kystsonen

Dette kapitlet gir en kort beskrivelse av de dynamiske prosesser i kystsonen som kan påvirke nedbrytning av olje. Dynamiske prosesser vil, sammen med lokale forhold (hovedsakelig substrattype), være avgjørende for hvor stor skade oljeforurensning vil føre til i strandsonen.

2.1 Sammensetning/komponenter

Oljeforurensning kan bestå av råolje eller raffinerte produkter. Olje kan være alt fra en lett fargeløs væske til en svart, tungtflytende masse. Raffinerte produkter inneholder i prinsippet de samme kjemiske elementene som råoljer, men kokepunktsområdene er noe smalere.

For å kunne gi en rask vurdering av oljens oppførsel på sjøen og på strand, og for å bestemme hvilke oppsamlings og saneringsmetoder som er best egnet deles oljer inn i tre grupper:

- Lette og meget lette oljer, som f.eks. lette råoljer, diesel, bensin og flybensin (kerosin)
- Middels tunge råoljer og oljeprodukter (råoljer, lette fyringsoljer)
- Tunge råoljer og oljeprodukter (råoljer, bunkers, asfalt, smøreoljer)

Hver oljetype inneholder et bredt spekter av komponenter, hvorav hydrokarboner utgjør den største gruppen (50 - 98%). De fysiske og kjemiske egenskapene til hydrokarboner er avhengig av det totale antall karbonatomer de er bygd opp av. Lange molekyler har større tiltrekningskraft på hverandre enn korte. Oljer som består av molekyler med mange karbonatomer har derfor en høy viskositet, er vanskelige å løse opp, og fordamper langsomt. Karakteristikkene til de tre oljegruppene er oppsummert i Tabell 1.

Hydrokarbonene har også ulik giftighet. Ringformete hydrokarboner (aromater) er mest reaktive. I denne gruppen inngår også de mest vannløselige hydrokarbonene.

I tillegg til hydrokarboner kan olje inneholde stoffer med nitrogen, svøvel og oksygen i sin molekylstruktur (NSO-forbindelser) og sporelementer. Asfaltener og resiner er NSO-forbindelser. Disse makromolekyler kjennetegnes ved lave fordampningshastigheter og lav løselighet, samt en relativt høy grad av kjemisk stabilitet.

Egenvekten (tettheten) til oljer er vanligvis lavere enn 1.0 g/ml, slik at olje som slippes ut på havet i utgangspunktet vil legge seg på overflaten.

For å utvikle gode tiltaksstrategier er det viktig å forstå hvordan olje oppfører seg på sjøen og på strand. Forvitring, spredning og sedimentering av olje avhenger av oljetype, oljemengde, andel av overflaten som er eksponert, bølger, strømforhold, is, meteorologiske forhold, osv. Disse prosessene belyses i de følgende seksjoner. Noen av disse prosessene skjer nesten utelukkende i havet, mens andre fortsetter etter at oljen er strandet. Samtlige prosesser påvirker konsistens og sammensetning av strandet olje.

2.2 Forvitring av olje

Selv om denne boken kun skal behandle sanering og restaurering etter akutt forurensning av strand er det nyttig å se på de prosesser forurensningen utsettes, for også i forkant av strandingen. Slike prosesser vil ha innflytelse på hvordan forurensningen oppfører seg i

strandkanten og vil derfor også til en viss grad påvirke valg av strategi og metode for sanering av forurensningen.

Når olje havner i sjøen og driver til land er forurensningen utsatt for en rekke fysiske og kjemiske prosesser som kan påskyndes eller reduseres i hastighet og omfang av vind, bølger og strøm.

Når oljen flyter på sjøen begynner den å forvitre. Forvitring er et ord som brukes for alle de prosesser forurensningen utsettes for som påvirker mengde og sammensetning. Figur 1 og Figur 2 viser prosessene som virker. De mest relevante er:

- fordamping
- naturlig dispergering
- emulsjonsdannelse

Andre prosesser er oppløsning, biologisk nedbrytning (biodegradering) og fotooksidasjon, men disse prosessene er av mindre betydning for nedbrytning og reduksjon av oljemengde. Biologisk nedbrytning kan imidlertid være effektivt med på forvitre strandet olje. Dette vil bli behandlet nærmere i Kapittel 6.

Figur 1: Forvitringsprosesser av olje på sjøen

Figur 2: Forvitringsprosser vs. tid siden utslippet

Forvitring av olje er særlig avhengig av viskositet (seighet) og tetthet (egenvekten). Viskositeten øker ved lave temperaturer. Olje og oljeprodukter med lav viskositet har generelt lav tetthet.

2.2.1 Fordamping

Fordamping er den viktigste prosessen i de første timene etter et oljeutslipp. Utslipp av lette, raffinerte produkter, som f.eks. bensin, parafin og diesel fordamper meget raskt. Slike utslipp vil fordampe i løpet av noen få timer. Fordamping vil imidlertid bare fjerne 5 - 10% av tyngre oljetyper.

Fordampingshastigheten er avhengig av:

- temperaturen i sjøen hvor oljen flyter
- lufttemperatur og solstråling
- vindstyrke og bølgebevegelser. Mer vind gir raskere fordamping.
- hvor stor andel av oljen som er eksponert til luft (kan endres raskt)
- emulsjonsdannelse

Den raskeste fordampingen skjer på solfylte, vindfulle dager i områder med gode strømforhold. Fordamping kan også fjerne oppløste hydrokarboner fra vannsøylen.

Under *Torrey Canyon*-ulykken var det er beregnet at omkring 30% av de 117 000 tonn olje som ble sluppet ut i havet fordampet. Av dette fordampet 25% det første døgnet (Wardley-Smith 1983). Etter *Amoco Cadiz*-ulykken fordampet også ca 30% av utslippet (Amoco Cadiz symposium 1981).

2.2.2 Naturlig dispergering

Naturlig dispergering skjer ved at oljekomponenter blir blandet ned i sjøen. Denne prosessen er for en stor del styrt av bølger. Bølger dannes av vind og derfor vil vind føre til naturlig dispergering. Forholdet mellom bølger og vind er imidlertid ikke entydig. Bølgene som dannes er avhengig av vindstyrke, strøklengde (lengde med åpen vann vinden blåser over) og den tiden det har blåst. Økende vindstyrke og økende strøklengde gir høyere bølger og lengre bølgeperiode. I kystfarvann mellom holmer og skjær vil derfor bølgehøyden og -perioden være forskjellig fra åpent hav ved samme vindstyrke. Når bølgehøyden øker vil bølgene bryte oftere (bølgene blir ustabile). Brytende bølger øker den naturlige dispergeringen av oljen/oljeproduktene som flyter på sjøen. Hvorvidt den naturlige dispergerte oljen vil flyte opp igjen er avhengig av dråpestørrelsen, dråpenes tetthet i forhold til vannet og turbulensnivået i sjøen. Turbulensnivået vil øke med bølgehøyden og øke raskere når bølgene bryter ofte. Små dråper vil flyte opp langsommere enn større dråper. Dersom tetthetsforskjellen mellom dråpen og vannet er liten (tunge komponenter) vil oppdriften være liten.

Både fordampingen og den naturlige dispergeringen av olje øker altså ved økende vind. I enkelte tilfeller vil en kunne oppleve at det kort tid etter utslippet ikke er noe olje igjen på sjøen pga. høy vindstyrke. Da *Braer* forliste førte vind av storm styrke til at oljen som ble sluppet ut fra skipet direkte ble blandet ned i vannmassene og ført bort fra de nærliggende strendene. En kombinasjon av lett olje og ekstreme værforhold forhindret i dette tilfellet stranding av signifikante mengder olje, til tross for at havariet skjedde svært nær land (Ritchie & O'Sullivan 1994). Det er imidlertid mulig at olje som er naturlig dispergert til havs stiger til overflaten igjen når den driver inn i smulere farvann og gir forurensning på stranden.

2.2.3 Emulsjonsdannelse

Ved de fleste oljeutslipp blir det etter kort tid (minutter eller timer) observert endringer i oljens konsistens. Etter at de lette komponentene i olje har fordampet, kan bølgepåvirkning føre til at den gjenværende fraksjonen blandes med vann og danner en emulsjon (mousse). Emulsjonens vanninnhold kan være opp til 70%.

I forhold til olje er emulsjoner mer tyktflytende (har høyere viskositet) og har lavere nedbrytningshastighet og toksisitet (pga. fortynning med vann). Økt viskositet begrenser emulsjonens muligheter for å trenge inn i substrat etter stranding, men gjør også manuelt opptak vanskeligere.

Emulsjonsdannelse forekommer så godt som aldri ved utslipp av bensin, parafin eller diesel (unntatt ved meget lave temperaturer).

2.3 Drift og spredning av olje

Etter utslippet vil forurensningen spre seg utover sjøen og drive av sted. Spredningen av oljen er i stor grad styrt av overflatespenningen mellom vann og olje/oljeproduktet mens driften (transporten) er bestemt av vind og strøm, og i mindre grad av bølger.

Vind er trolig den viktigste faktoren for transport av olje på havet. Forsøk og numeriske modeller viser at olje transporteres på havoverflaten i vindretningen med en hastighet på 3% av vindhastigheten (IPIECA 1991). På havet vil oljen drive i en retning inntil 30 grader til

høyre (vinden i ryggen) for vindretningen, mens den i trange kystfarvann driver i vindens retning med liten eller ingen avbøyning til høyre. Viktigheten av denne faktoren kom bl.a. klart frem etter ulykkene med *Amoco Cadiz*, *Braer* og *Sea Empress* (Hess 1978; Ritchie & O'Sullivan 1994; Sea Empress Environmental Evaluation Committee 1998).

I fravær av vind vil olje drive passivt med strømmen, dvs. den vil drive i samme retning og med samme fart som strømmen. Store havstrømmer har vanligvis liten påvirkning på oljeutslipp i kystsonen (et unntak fra denne regelen skjedde etter *Exxon Valdez* ulykken, da Alaska kyststrømmen transporterte olje langs kysten hundrevis av kilometer fra utslippspunktet). Tidevannsstrømmer har stor påvirkning på vannsirkulasjonen i kystsonen, særlig i de nordlige deler av landet hvor store tidevannsforskjeller kombineres med en formmessig kompleks kystlinje. De store nivåforskjellene som oppstår innenfor korte tidsrammer resulterer i raske tidevannsstrømmer som ytterligere forsterkes i områder med begrenset vannsirkulasjon, som f.eks. i fjordmunninger. Slike strømmer kan raskt transportere olje som befinner seg i kystsonen langt. Dette kan komplisere saneringsarbeid, ettersom tidevannsstrømmen skifter retning ca. fire ganger i døgnet

Elver kan ha stor påvirkning på sirkulasjonsmønsteret nært land, avhengig av volumet av tilført vann, ulikheter i saltholdighet mellom elvevann og sjøvann og suspendert sediment tilført med elvevannet. I estuarier og fjordsystemer styres vannmassene av tetthetsforskjeller mellom saltvann og tilført ferskvann fra elver og isbreer (Pickard & Emery 1982). Ettersom ferskvann har lavere tetthet enn sjøvann (på grunn av lavere innhold av mineral salter), vil ferskere vann bli liggende i overflaten. Det dannes et sirkulasjonsmønster hvor det lettere ferskvannet på overflaten strømmer utover fjorden, mens tyngre sjøvann strømmer inn nærmere bunnen. I fravær av andre påvirkninger fører en slik sirkulasjon til at olje på havoverflaten føres ut av fjordsystemene. Slike sirkulasjonssystemer overstyres imidlertid ofte av tidevannsstrømmer og/eller vind-induserte strømmer.

2.4 Sedimentering og nedgraving av olje

Sedimentering og transport av sediment kan i stor grad påvirke transport og effekter av olje. Suspendert sediment kan forkomme i spesielt høye konsentrasjoner i vannmasser ved elvemunninger og i grunne kystområder.

Disse partiklene har til sammen en stor overflate som olje kan absorberes til. Dersom olje blir absorbert av suspendert sediment eller andre uorganiske eller organiske partikler dannes det aggregater. Disse aggregatene kan vaskes på land eller, når den samlede oppdriften er negativt, sedimentere i områder hvor strømmen er svak nok til å tillate sedimentering. Dette kan, som i tilfellet *Braer*, føre til en betydelig forurensning av de dypere deler av kystsonen. Kombinert effekt av høy bølgeenergi og innblanding av partikler i oljen var trolig årsaken til at minimalt med olje strandet etter *Braer*-ulykken, mens det ble registrert relativt høye konsentrasjoner av hydrokarboner i bunnsediment i lang avstand fra havaristen (Ritchie & O'Sullivan 1994)

Episodiske hendelser, som f.eks. stormer, påvirker spredningen av olje i strandsonen. Storm ved eller etter et oljeutslipp kan øke den naturlige rensingen av området eller føre til at oljen begraves dypt ned i sedimentet, hvor den kan forbli i flere år. Nedgravd olje kan remobiliseres ved neste storm og dermed fungerer som en sekundær forurensningskilde.

2.5 Sammenlikning av oljetyper

Olje som i stor grad består av lette komponenter fordamper raskt. Noen komponenter vil i utgangspunktet løses i vannmassene, men ved høye temperaturer vil den løste fraksjonen raskt fordampe. Dersom den oppløste fraksjonen blandes ned i vannmassene ved lave temperaturer kan den imidlertid forbli i løsning over tid.

Olje med høyt innhold av middels tunge komponenter er mest skadelig for organismer fordi slike komponenter er relativt persistente (tungt nedbrytbare), biologisk tilgjengelig og omfatter poly-aromatiske hydrokarboner med relativt høy giftighet.

De tyngre komponentene har lav akutt giftighet ettersom deres løselighet er meget lav. Akutte effekter som en følge av fysisk tildekking (respirasjonsorganer, næringsopptak) kan imidlertid oppstå. Dette er imidlertid de mest persistente komponenter i olje og nedbrytningen vil skje svært langsomt.

Hvor stor andel de ulike komponentene utgjør av den aktuelle oljen avgjør dermed hvor store skadevirkninger oljen vil ha. Effekter av strandet olje vil i stor grad avhenge av hvor lenge oljen har drevet på havet før den strander. Andel av giftige komponenter blir gradvis mindre og viskositeten øker med økende drivtid og forvitret olje og vil dermed kunne ha færre akutte effekter på strand.

Basert på informasjonen i de foregående kapitler gir Tabell 1 en oppsummering av karakteristikker for ulike oljetyper ved overflateutslipp.

Tabell 1. Fysisk/kjemiske karakteristikker og mulige skadeeffekter til ulike oljer og produkter.

	Lette oljer og raffinerte produkter	**Middels tunge råoljer og produkter**	**Tunge råoljer og produkter**
Sammensetning	Inneholder en høy andel av lette komponenter (korte hydrokarboner, <10 C).	Inneholder en høy andel av middels store hydrokarboner (10-22 C).	Inneholder få eller ingen korte hydrokarboner. Høy konsentrasjon av vokser og asfaltener.
Egenspredning	Rask spredning på vann. Danner store, tynne flak som lett brytes opp i flere mindre flak.		Sprer seg lite. Flak deler seg ikke opp, er forholdsvis tykke og kan lett synke.
Flyktighet	Flyktig. Totalfordampning i løpet av timer eller få dager.	Opp mot 1/3 vil fordampe innen 24 timer.	Lite flyktig, minimal fordampning (inntil 5-10%).
Viskositet	Lav viskositet (som vann).	Middels viskositet (som sirup).	Høy viskositet (som tjære). Kan bli mer tyntflytende ved soloppvarming.
Dispergering, emulsjonsdannelse og vannløselighet	Dispergerer lett, men danner vanskelig emulsjoner, unntatt ved meget lave temperaturer. Emulsjoner er gjerne ustabile. Høy vannløselighet.	Danner stabile emulsjoner når bølgeaktiviteten er høy. Vanninnhold i emulsjoner opp til 70%. Forvitring gjør oljen tyngre slik at den kan synke.	Dispergerer vanskelig. Olje med høyt innhold av asfaltener har høy tetthet og vil lett synke. Liten vannløselig fraksjon.
Giftighet	Høye til moderate konsentrasjoner av giftige komponenter, avhengig av innhold av aromater. Bioakkumulerer ikke.	Giftighet avhengig av andel lette komponenter. Forvitringsprodukter mindre giftige.	Lite bio-tilgjengelig.
Skadepotensial	Giftig for biota i fersk form Har potensiale for å påvirke organismer under tidevannssonen (oppløsning, nedblanding, sedimentering). Trenger lett ned i porøst substrat og kan føre til kroniske skader på planter i våtmarksområder.	Kan skade gjennom forgiftning og ved fysisk tildekking av tidevannsorganismer. Har potensiale for å påvirke organismer under tidevannssonen (oppløsning, nedblanding, sedimentering). Nedtrenging i substratet sterk avhengig av porøsitet. Høyt skadepotensial overfor sjøfugl og marine pattedyr.	Kan skade tidevanns organismer ved fysisk tildekking. Har potensiale for å påvirke organismer under tidevannssonen. Trenger ikke lett ned i porøst substrat, men kan lett innarbeides i substratet hvis dette pga. ekstern påvirkning omrøres. Absorpsjon av sollys kan føre til termisk stress på miljøet. Høyt skadepotensial overfor sjøfugl og marine pattedyr. Mindre skadelig for planter.
Skadens varighet	I hovedsak en funksjon av ressursenes restitusjonstid, men langtidseffekter i tidevannssonen kan forekomme (kroniske langtidseffekter pga. inntrenging)	Kan føre til langtidseffekter i tidevannssonen. På lengre sikt kan oljerester danne tjæreklumper.	Kort- og langtidseffekter pga. tildekning. Nedbrytning skjer meget langsomt. Danner tjæreklumper eller asfaltflater.

	Lette oljer og raffinerte produkter	**Middels tunge råoljer og produkter**	**Tunge råoljer og produkter**
Tiltak	For de letteste oljer kan sanering være unødvendig. Hvis nødvendig vil sanering kunne være meget effektiv.	Sanering mest effektiv kort tid etter utslippet.	Så lenge oljen er flytende er sanering vanskelig under alle forhold. Tjæreklumper er forholdsvis enkle å fjerne.

3. Strandtyper

En systematisk karakterisering av strandsonen baseres på fysiske forhold (fysiografi) som sammensetning, form og utbredelse. I tillegg kan modererende faktorer som f.eks. begroing, dyreliv, fysiske faktorer som tidevanns- og bølge-påvirkning og abrasjon (erosjon og transport av eroderte materialer) identifiseres. Strendenes fysiografi, sammen med de tilhørende modererende faktorer, kjennetegner ulike habitat (leveområder).

I dette kapitlet beskrives et fysiografisk klassifiseringssystem for strender. I neste kapittel grupperes og diskuteres strandtypene i forhold til følsomhet for oljeforurensning.

Hovedkriteriet for klassifisering av strandtyper er substrat-sammensetningen. Det kan skilles mellom fire substratkategorier: 1) berggrunn, 2) løsmasse, 3) snø og is, og 4) menneskeskapte strukturer. Hver av disse substratkategorier kan oppdeles i flere underkategorier, alt etter overflate og opprinnelse. Hver substrat(under)kategori kan forekomme i en eller flere former.

3.1 Substrat

For berggrunnstrender skilles det mellom berg av eruptiv, metamorf og sedimentær opprinnelse. Løsmasser kan ha organisk eller uorganisk opprinnelse. Blant organiske løsmasser er skjell, dynn og torv de mest vanlige. Uorganiske løsmasser klassifiseres vanligvis ut fra dets dominerende kornstørrelsefraksjon. Wenthworths (1922) klassifiserings-skala er den som er mest benyttet av både ingeniører, geologer og biologer. Det er en logaritmisk skala, hvor hver klassegrense er dobbelt så stor som den foregående. Håndboken følger klassifiseringen av kornstørrelse ifølge Norsk geoteknisk standard (NS 8005) (Tabell 2). De fleste substrat er imidlertid sammensatt av partikler av ulik størrelse. Ved å bestemme de forholdsvis andel av de ulike kornstørrelsefraksjoner kan substrat deles inn i mange ulike typer (se Figur 3) men for valg av strandsaneringstiltak er en funksjonell klassifisering basert på dominerende kornstørrelsefraksjon ofte tilstrekkelig.

Menneskeskapte strukturer og snø- og issubstrat fordeles nærmere etter om det er fast eller porøst substrat. Oversikt over de ulike strandsubstrattyper er gitt i

Tabell 3.

Tabell 2: Klassifisering av løsmasser etter kornstørrelse (Norsk geoteknisk standard, NS 8005).

Sedimenttype		**Kornstørrelse**
Leire		0,002 – 0,006 mm
Silt	Middels silt	0,006 – 0,02 mm
	Grov silt	0,02 – 0,06 mm
Sand	Fin sand	0,06 – 0,2 mm
	Middels sand	0,2 – 0,6 mm
	Grov sand	0,6 – 2,0 mm
Grus	Fin grus	2,0 – 6,0 mm
	Middels grus	6,0 – 20 mm
	Grov grus	20 – 60 mm
Stein	Stein	60 – 600 mm
	Blokk	600 og større

Figur 3: Mulige klassifiseringskriteria for løsmassesubstrater (etter Buchanan 1971)

Tabell 3: Substrattyper i kystlinjen

Berggrunn	Eruptiv opprinnelse	
	Metamorf opprinnelse	
	Sedimentær opprinnelse	
Løsmasser	Uorganisk opprinnelse	Leir
		Silt
		Sand
		Grus
		Stein
		Blokk
	Organisk opprinnelse	Skjell
		Dynn
		Torv
Is og snø	Fast is	
	Porøs is og snø	
Menneskeskapte strukturer	Formverk	
	Utfyllinger	

3.2 Form og utbredelse

Former lar seg ikke klassifisere i et like hierarkisk system som substrat. Flere substrater kan ha lignende former og en form kan bestå av en blanding eller gruppering av flere substrater. Form er ofte et resultat av påvirkning av modererende faktorer hvorav eksponering og strøm-forhold er de viktigste.

Klipper er berggrunnsområder med en bratt, smal tidevannssone. Overflaten kan være meget irregulær, med mange sprekker og kløfter. Det finnes sjeldent løst materiale som grus og stein i slike områder, ettersom bølger raskt fjerner alt av løsmasser. Bølgebrutte klipper finnes vanligvis spredt mellom andre strandtyper, ofte i lag med bølgeeksponerte svaberg. Betegnelsen brukes her kun beskrivende og angir ikke dannelsesmåte (forkastning eller abrasjon).

Svaberg eller rundsva er isskurte overflater fra noen få meter brede til opp mot en kilometer. De har mindre helning og er rundere i fasongen enn klipper. Overflaten på svaberg er vanligvis uregelmessig og poller og tidevannsdammer er vanlige i svaområder. Akkumulering av stein kan forekomme i tidevannsdammer og sprekker og ansamlinger av sand kan forekomme i mindre eksponerte områder.

En *strand* er en akkumulering av løsmasser som er transportert og formet av bølgegenererte vannbevegelser. Strender dannes overalt hvor sediment er tilgjengelig og hvor forholdene ligger til rette for sediment akkumulering. En strand utsettes for stadige forandringer, som kan skje raskt, i løpet av sekunder, eller meget langsomt, over flere år. Helningen på stranden er relatert til kornstørrelsen: jo grovere sand jo brattere helning. Også bølgeaktivitet påvirker helningsgrad, ettersom strender som utsettes for erosjon vanligvis har liten helning, mens strender med sediment akkumulasjon er brattere. Erosjon og deponering av sand på strender foregår i klare sykluser. Begrepet om sykliske endringer i strender, fra en flat erodert profil om vinteren, til en bred deponeringsfront om sommeren er godt innarbeidet både i populær og vitenskapelig litteratur. Begrepet har sin opprinnelse fra detaljerte studier langs vestkysten av

USA (Shephard 1950; Bascom 1954). Store bølger som tar med seg sand ut fra strender er mest vanlige om vinteren, mens flatere, deponerende dønninger oftere forekommer om sommeren, derav begrepene sommer- og vinterprofiler.

Vrakvik er bukter hvor det på grunn av lokale strømmer og kystlinjens utforming akkumuleres store mengder vrakgods. Strandsonen i en vrakvik kan bestå av berggrunn, løsmasser eller en kombinasjon av disse. Eksponeringsgraden kan variere.

Estuarier: Estuarier er delvis innestengte masser av kystvann, som er fortynnet av ferskvann fra landavrenning og som er i kontakt med sjøvann (Prichard 1967). I denne klassifiseringen inkluderes også områder i kystsonen som avgrenses av trange innganger og dermed har en effektiv separasjon fra åpen kyst. Estuarier finnes som regel innerst i fjorder o.l. og er så godt som alltid skjermet mot åpent hav. Det er derfor svært liten bølgeenergi i slike områder. Estuarier får tilført materiale både fra både hav og land. I tilknytning til estuarier ligger det derfor mye organisk tilført materiale. Strandtypene i slike kystområder har ofte en slak og udramatisk form. Estuarier er generelt viktige for planter og dyr og flere områder er vernet etter naturvernloven.

Fjord: Et av de viktigste marine miljøene i Norge er fjordsystemene. Fjorder er vanligvis lange og forholdsvis trange. Eksponeringsgraden varierer både med avstand og retning av kystlinjen i forhold til åpent hav og med bredde og strøklengde inn i fjorden. Ettersom fjorder har sin opprinnelse som daler som er oversvømmet etter istiden, er kystlinjen ofte forholdsvis bratt. I fjorder kan det finnes flere ulike strandformer og substrattyper alt etter fjordens dybde, størrelse, ferskvannstilførsel, strømforhold, osv.

Menneskeskapte strukturer: Denne kategorien inkluderer kystforsterkninger og utfyllinger (som kaifronter og fyllinger) og byggverk plassert utenfor selve strandlinjen (som f.eks. bruhoder, kaier og moloer).

3.3 Klassifisering av strandtyper

I den fysisografiske kartlegging av strender i Norge (Tømmerås *et al* 1986 1985) klassifiseres kysten i to typer berggrunn og fire typer løsmassestrender (Tabell 4).

Tabell 4: Fysiografisk klassifisering av norske strender (SINTEF 1985)

Strandtype		**Definisjon og eventuelle avvik i forhold til definisjoner i NS-8005**
Fastfjell	Klippe	Bratte (abrasjons)skrenter (berggrunn) mot havet
	Sva eller rundsva	Isskurte berggrunnsoverflater med forholdsvis liten helning. Vanlig med løsmassestrender i viker og poller.
Løsmassestrand	Blokkstrand	Dette er ofte en moreneavsetning med en dominerende kornstørrelsesfraksjon større en 28 cm. En rekke andre kornstørrelser vil normal sett være representert, men denne fraksjonen er vasket bort fra den eksponerte strandoverflaten. (Blokkstrand består altså av løsmasser som etter Norsk Standard defineres som blokk og (større) stein.
	Steinstrand	Dominerende kornstørrelsefraksjon mellom 2 og 280 mm. (Etter Norsk Standard: mindre stein og grov til middels grov grus)
	Sandstrand	Dominerende kornstørrelsefraksjon mellom 0.063 og 2 mm. (Etter Norsk Standard: et strand som domineres av fin sand til og med fin grus fraksjoner)

Strandtype		Definisjon og eventuelle avvik i forhold til definisjoner i NS-8005
	Leirstrand	Domineres av kornstørrelser mindre enn 0.063 mm, altså leire og silt. Sand og fin grus kan være innblandet.

4. Følsomhet for akutt forurensning

Hva som skjer med strandet olje, og hvilke effekter den har i strandsonen varierer sterkt mellom ulike strandtyper. I tillegg spiller modererende faktorer som eksponering, erosjon, vegetasjon og substratets permeabilitet for de ulike oljetypene en stor rolle. I dette kapitlet er følsomheten, effekter og restitusjon beskrevet for ulike kystområder og dets biologiske ressurser i Norge.

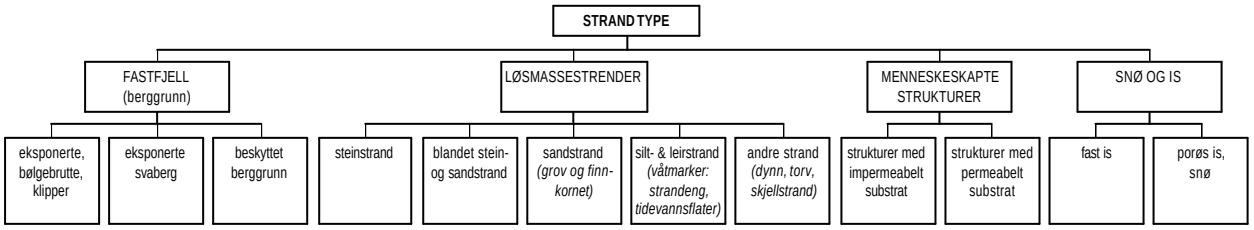
Særtrekkene beskrevet i dette kapittelet brukes etter hvert til å prioritere områder ut fra deres følsomhet overfor olje. En slik prioritering legges nå til grunn i beredskapsplaner og saneringsaktiviteter. Rangeringsmetodene blir presentert i kapittel 5, mens anbefalte tiltak presenteres i Kapittel 7.

4.1 Habitater

Ved en akutt forurensningshendelse er det ikke hensiktsmessig å gjennomføre en vitenskapelig klassifisering av strandtyper slik definert i kapittel 3. Det er heller ikke hensiktsmessig å bruke den med økologisk orienterte inndeling som brukes ved effektstudier av forurensning på ressurser i kystsonen (SFT 1999). Istedenfor anbefales en praktisk (funksjonell) klassifisering av habitat som kan gjennomføres rask og rimelig av spesialister og som er tilpasset formålet, dvs at en kan bruke habitatklassifiseringen direkte for å prioritere områder og anbefale egnede saneringstiltak. Den klassifiseringen som beskrives her er basert på prinsippene for ESI klassifisering (ESI = Environmental Sensitivity Index) slik beskrevet senere i kapittel 5.3. I praksis grupperes strandtypene ut fra:

1. Dominerende substrattype
2. Eksponering
3. Generell følsomhet av de iboende biologiske ressurser
4. Muligheter for sanering

De fysiske egenskapene til substratet som eksponeres for olje er av avgjørende betydning for forventede effekter. Ut fra følsomhet overfor olje kan kystlinjen karakteriseres i habitattyper som vist i Figur 4. Denne klassifiseringen er basert på Etkin (1998), men modifisert for å passe til norske forhold. De viktigste modifikasjonene er at menneskeskapte strukturer og is behandles som separate enheter med unike egenskaper og kjennetegn, og at permeable menneskeskapte strukturer og snø er lagt inn som egne enheter.



Figur 4. Strand- og habitattyper i Norge (modifisert etter Etkin 1998). Hovedinndelingen er basert på substrategenskaper (mellomnivå), men strandtypene er gruppert etter form og modererende faktorer i strandhabitater (nedre nivå).

I de følgende seksjoner blir hver av disse habitattypene diskutert i relasjon til effekter av akutt forurensning.

4.1.1 Berggrunn

I områder med berggrunn vil oljen som regel ikke kunne trenge ned i selve substratet (kun i sprekker). Berggrunn finnes oftest i bølgeeksponerte områder, men forekommer også i mer beskyttede områder. Selv om eksponert kyst bestående av berggrunn kan variere mye med tanke på høyde, helning, overflatestruktur, eksponeringsgrad og biologisk produksjon, så kan de basert på oljens oppførsel og bestandighet i hovedsak deles inn i to klasser: eksponerte, bølgebrutte klipper og svaberg.

Begge typer eksponeres for sterke bølger som vasker over tidevannssonen, men er likevel tilholdssted for rike biologiske samfunn (unntatt i områder med ekstrem bølgeaktivitet). Generelt vil oljen oppholdstid i slike områder være kort. Et våt og forholdsvis glatt overflate gjør at oljen som regel fester seg dårlig på berggrunn og vaskes relativt raskt bort av bølgene.

Berggrunn er et substrat, som ofte koloniseres av rike epifauna-samfunn i den midtre- og nedre tidevannssonen. I bratte beskyttede områder kan tidevannssonen være tilnærmet vertikal og i slike områder er det klare grenser mellom de ulike grupper av epifauna (sonering). I mer eksponerte områder er grensene mellom de ulike sonene diffuse, ettersom bølgeenergi sprer organismene ut over større områder.

4.1.1.1 Eksponerte, bølgebrutte klipper

Biologisk kolonisering i den smale tidevannssonen til klippene, er begrenset til organismer som er tilpasset sterk bølgeeksponering. Det er en klar vertikal fordeling av organismer i tidevannssonen, hvor dyr dominerer i den midtre- øvre del av sonen, mens alger dominerer lengre ned. Lengre ut kan store tareskoger, som danner habitater for en lang rekke organismer, forekomme. Det forrevne, ulendte og isolerte terrenget i slike områder er ofte viktige hekkeområder for sjøfugl.

Observasjoner etter flere oljeutslipp har vist at:

- olje vaskes ut fra land av bølgene som reflekteres av de bratte klippene.
- olje som deponeres vaskes raskt bort fra de eksponerte flater.
- den mest persistente olje vil forbli som et klebrig band ved eller like over høyvannsmerket.
- det forventes vanligvis kun kortvarige skader på samfunn i tidevannssonen.
- større skader på biologiske samfunn i tidevannssonen vil kunne oppstå dersom store mengder av et lett raffinert produkt driver meget raskt inn til land.
- fugler som befinner seg i hekkekolonier eller på næringssøk i kystnære områder vil sannsynligvis være mest utsatt for skade.

Konklusjonen er at eksponerte bølgebrutte klipper i liten grad akkumulerer olje på grunn av høy selvrensingsevne. Disse områdene regnes derfor som de minst sensitive av samtlige tidevannshabitater.

4.1.1.2 Eksponerte svaberg

I disse habitatene kan store populasjoner av skorpedannende dyr og planter som vokser på berget forekomme, med særlig rike samfunn i tidevannsdammer. Svaberg brukes også ofte som hvile- og kasteplass for marine pattedyr.

Som bølgebrutte klipper er også svaberg eksponert for mye bølgeenergi, men det er to forhold som gjør at svaberg er mer sensitive for olje enn bølgebrutte klipper. For det første forekommer det en del sediment, hvor oljen kan trekke ned og bestå, i slike habitater. Slik olje vil bare fjernes naturlig når store bølger vender om på sedimentet. Hvor ofte det skjer varierer avhengig av bredden på svaberget, strøklengde, kystlinjens orientering, og tilstedeværelsen av utenforliggende klipper som bryter/reflekterer bølgene. Områder som ligger i ly av øyer eller skjær påvirkes mindre av bølger, og er dermed mer sensitive overfor olje enn åpen kyst. Den andre faktoren som fører til at svaberg regnes som mer sensitive overfor olje enn eksponerte klipper er potensialet for større skader på tidevannssamfunn. Selv om olje ikke akkumuleres på en våt berggrunnsoverflate så kan store mengder olje midlertidig dekke tidevannssonen på fallende sjø. Organismer som lever i tidevannsdammer kan i slike tilfeller dø på grunn av fysisk tildekking eller på grunn av eksponering til toksiske komponenter i olje eller raffinerte produkter. Marine pattedyr som benytter svaberg til hvile- og/eller kasteplass kan også bli tilgriset av olje.

Oljens oppførsel på svaberg kan oppsummeres som følger:

- olje vil ikke feste seg på glatt berg, men kan transporteres over berget og akkumulere ved høyvannsmerket.
- olje kan akkumuleres i tidevannsdammer eller feste seg til ujevnt berg.
- dersom noe av overflaten er dekket av sediment kan olje trenge ned i sedimentet.
- oljen blir sjelden lenge i sedimentet, unntatt i områder som er beskyttet for bølger eller i områder hvor mye sediment er akkumulert.

4.1.1.3 Beskyttet berggrunn

Følgende habitater inkluderes i denne klassen:

- bratte fjellvegger (finnes ofte langs fjorder)
- brede fjellplatå, som kan være strødd med store steiner
- fjell med passiv akkumulering av alt fra sand til steinblokker

Den eneste felles faktor for disse områdene er et hardt bunnsubstrat og liten bølge- og tidevannsenergi. Det kan være store variasjoner i bredden på tidevannssonen og i fysiske og biologiske karakterstikker.

Olje har en tendens til å feste seg til tør berggrunn, særlig langs det øvre tidevannsmerket hvor det finnes få eller ingen fastsittende organismer og hvor berggrunnen tørker ut i lange perioder. Etter *Exxon Valdez* ulykken ble flere kilometer vertikal berggrunn i områder med liten bølgeenergi tilgriset på denne måten. Tilgrising av den midtre og nedre tidevannssonen, som var tett kolonisert av organismer, forekom sjelden. Det viste seg at oljen i liten grad festet seg til det våte berget, men ble løftet av de midtre og nedre delene av tidevannssonen ved høyvann.

Oljens oppførsel i områder med beskyttede, bratte fjellvegger kan oppsummeres som følger:

- olje kan feste seg til ujevnt berggrunn og danne et klart avgrenset oljebelte, særlig langs høyvannsmerket.
- den nedre del av tidevannssonen forblir som oftest våt nok til å hindre at oljen fester seg.

- tung råolje og forvitret olje kan dekke den øvre tidevannssonen med få konsekvenser for de rike biologiske samfunnene i den nedre tidevannssonen.
- Forurensningen kan ha høy akutt giftighet som påvirker organismer selv etter kort tids eksponering.

På beskyttede flate berggrunnsstender (platå) kan tidevannssonen være svært bred. Det kan ligge et tynt sedimentlag på noen slike platå, særlig ved høyvannsmerket, hvor en blanding av grus- og sandstrand kan dannes. Bølger forekommer svært sjelden i slike områder. I meget beskyttede områder kan berggrunnen være dekket av et tynt lag delvis nedbrutt organisk materiale som fyller hull og sprekker i den ujevne grunnen. Olje som strander i slike områder kan dekke overflaten og trenge ned i dette overflatelaget. Oljens nedtrenging vil imidlertid begrenses nedover av fast berggrunn, men det er viktig å være klar over at sprekker i berggrunnen kan være flere titalls centimeter dype, og at olje kan lagres og bestå i lang tid i slike sprekker. Flere år etter *Exxon Valdez* ulykken kunne olje finnes igjen i områder med slike kjennetegn.

Bølgebeskyttede fjellplatå kan være habitat for rike alge- og epifauna-samfunn. Dersom store mengder olje strander kan den nedre del av tidevannssonen bli dekket av olje, som fanges i fordypninger og i tidevannsdammer etterhvert som tidevannet synker. Forvitret og klebrig olje kan trenge ned i sediment som finnes akkumulert på berggrunnen. Olje fester seg sjelden til berggrunn i den nedre del av tidevannssonen, ettersom overflaten der er jevnt våt slik at oljen løftes av substratet ved stigende tidevann.

Olje kan bestå relativt lenge i områder hvor sand og stein er akkumulert over berggrunn. Denne strandtypen er ofte smal og relativt bratt og berggrunnen kan være dekket av tykt lag av dårlig sortert materiale, med stor variasjon i permeabilitet. Som regel er det bare de øverste få centimeterne som er gjennomtrengelige. I områder hvor steinblokker ligger på berggrunnen kan oljen deponeres i åpen rom mellom steinene og berggrunnen. Det er nærmest umulig å samle opp olje i slike områder, og den naturlige selvrensingen skjer meget langsomt. Dersom oljen ikke fjernes vil det danne seg asfaltflater over berggrunnen.

Et annet problem oppstår i områder hvor slike strender er dekket av et løst lag av delvis nedbrutt materiale, som er lett gjennomtrengelig for olje. Olje som samles i slike områder kan trenge dypt ned i det nedbrutte materialet og forbli der over lang tid.

Oljens oppførsel i områder med bølgebeskyttede fjellplatå kan summeres som følger:

- olje kan feste seg til ujevnt berggrunn, særlig langs høyvannsmerket, hvor et klart avgrenset oljebelte kan dannes.
- olje kan trenge ned i det som måtte finnes av sedimentert materiale på platået, hvor den kan forbli over lang tid.
- olje kan akkumuleres og bestå over lang tid i sprekker i berggrunnen.
- olje fester seg vanligvis ikke i den nedre tidevannssonen ettersom denne delen av tidevannssone er mer eller mindre konstant våt.
- tung olje og forvitret olje kan akkumuleres i den nedre tidevannssonen dersom den trenger ned i overflatesediment.

4.1.2 Løsmassestrender

Løsmassestrender varierer mye med hensyn til bl.a. kornstørrelse, bredde, helning, opprinnelse, bølgeeksponering og sedimenttransport. Oljens oppførsel og skjebne på en

løsmassestrand av avhengig av hvor dypt oljen trenger ned i sedimentet og i hvor stor grad oljen graves ned. Av avgjørende betydning for strategier for sanering er strandets evne til å bære mennesker og utstyr under saneringsaksjonen.

Olje vil i varierende grad trenge ned i løsmasser. Hvor dypt den trenger ned avhenger av oljemengde, oljens viskositet, substratets permeabilitet (materialets evne til å slippe væske gjennom) og vannmetningsgrad. En tyntflytende olje eller raffinerte produkter vil trenge lengre ned i sedimentet enn en seig, tyktflytende olje, og jo mer olje som tilføres jo mer vil kunne trenge ned i sedimentet. Det er i hovedsak to faktorer som avgjør sedimentets permeabilitet for olje: 1) porøsitet (% åpen rom mellom partikler) og 2) vannmetning. Høy porøsitet (grovt substrat, dvs. stor kornstørrelse) gir mulighet for betydelig nedtrenging, men gir samtidig gunstige betingelser for utveksling av porevann og oksygen, noe som er gunstig med tanke på nedbrytning (f.eks. mikrobiell aktivitet). Lav porøsitet (fint, kompakt substrat, dvs. liten kornstørrelse) begrenser nedtrengingen, men gir samtidig ugunstige betingelser for flyt av porevann/oksygen. Sediment som er mettet med vann vil ha en svært lav permeabilitet for olje ettersom nivået på vannspeilet vil begrense nedtrengingen av olje.

Kunnskap om hvordan strendene endrer seg gjør det mulig å forutsi hvordan oljeforurensning vil oppføre seg, og hvor lenge olje vil bestå på gitte strender. Om løsmasser deponeres på eller eroderes fra en strand avhenger dermed av hvilket stadie i syklusen stranden er i på et gitt tidspunkt. Dette er igjen avgjørende for hva som skjer med strandet olje, dvs. om den blir begravet av rent sediment eller om oljeforurenset sediment fjernes ved erosjon.

Strandsubstratet kan også påvirke forurensningen som skylles tilbake med bølgene. I løsmassesubstrat vil det kunne blandes inn partikler som gjør at forurensningen øker egenvekten og kan sedimentere i strandnære områder.

4.1.2.1 Sandstrender

Med tanke på oljens skjebne på strender og muligheter for sanering kan sandstrender deles inn i to typer: finkornete og grovkornete. Disse strandtypene sammenlignes i de følgende underkapitler.

4.1.2.1.1 Finkornete sandstrender

Sedimentet på finkornete strender er kompakt og tyngre olje kan ikke trenge dypt ned i sedimentet. I eksponerte områder er strendene vanligvis flate, brede og hardpakkede. I mer beskyttede områder eller poller er også strendene flate, men smalere og ligger ofte i bakkant av langgrunne områder (langfjære). På grunn av den flate profilen endres slike strender meget langsomt som en respons på endringer i bølger og/eller tidevann.

Observasjoner fra flere tilfeller med oljeforurensning har vist at olje ikke trenger lengre ned i slike strender enn ca. 10 cm (Hayes et al. 1992). Siden mesteparten av olje forblir på overflaten kan de naturlige fjerningsprosessene være meget effektive, avhengig av stormfrekvensen i det aktuelle området. Den første moderate stormen vil vanligvis fjerne en stor del av oljen. For eksempel akkumulerte olje fra *Ixtoc-1* utblåsingen på strender i Texas i nesten 30 døgn, til et tropisk lavtrykk passerte forbi og førte til dannelse av bølger på 1 - 2 m. Undersøkelser som ble gjennomført etter stormen viste at 90% av oljen var fjernet, og ingen nedgravd olje ble funnet i det finkornete sedimentet på strendene.

Etter *Amoco Cadiz* ulykken i Frankrike (mars 1978) ble de fleste finkornete strendene delvis tilgriset av olje. I løpet av ca. en måned etter utslippet var det imidlertid bare små oljemengder igjen på de fleste finkornete strendene, og oljen var da vanligvis begrenset til en smal skvulpesone (Gundlach & Hayes 1978a). Midt på sommeren, dvs. ca fire måneder etter

utslippet var de fleste finkornete sandstrender rene. I noen mindre områder, særlig i den øvre del av stranden, kunne imidlertid oljeforurenset sediment finnes helt til november 1978. Alle de finkornete strendene var lokalisert i de ytre kyststrøk, i relativt eksponerte områder.

I mer beskyttede områder vil oljen bestå lengre, men lav bølgeenergi reduserer fare for at oljen begraves av tilført sediment.

Biologisk utnyttelse av finkornete strender er vanligvis lav, på grunn av mangel på stabilt, fast underlag og på grunn av den skurende/slipende effekten av sand i bevegelse. Epibiota (dyr og planter som lever på overflaten) finnes sjeldent eller aldri, mens infauna (dyr som lever i substratet) kan finnes i enkelte sesonger i samfunn med moderate til lave tettheter og lav diversitet. Skjell, børstemark og krepsdyr utgjør hovedtyngden av små, gravende arter på eksponerte strender. Til enkelte tider beiter et stort antall sjøfugl og vadere på denne infaunaen.

Oljens oppførsel og kortsiktige skader på eksponerte finkornete sandstrender kan oppsummeres som følger:

- ved mindre utslipp vil oljen konsentreres i et band langs høyvannsmerket.
- ved større utslipp kan olje dekke hele tidevannssonen, selv om oljen vil bli løftet av de nedre deler av stranden med stigende tidevann.
- dersom olje strander i begynnelsen av en deponerings-/akkumuleringsperiode kan den begraves dypt ned av tilført, rent sediment.
- mye av oljen vil bli fjernet av den første stormen etter utslippet.
- biologiske skader inkluderer midlertidig nedgang i infauna populasjoner, noe som kan påvirke fugler som finner næring på stranden.

Det vanligvis harde og kompakte substratet på finkornete sandstrender er enkelt å gå og kjøre på i tilfelle saneringsaksjoner må settes i gang.

Oljens oppførsel og kortsiktige skader på beskyttede finkornete sandstrender, som kan være tilholdssted for relativt rike biologiske samfunn, kan oppsummeres som følger:

- en større andel av stranden kan bli tilgriset, ettersom slike strender vanligvis er smalere enn eksponerte strender.
- lite olje trenger ned i stranden, fordi sedimentet vanligvis er enda finere og kan inneholde små mengder av silt og leire.
- det er lite sannsynlig at oljen vil begraves, med unntak av vind-transportert sand.
- oljen kan bestå i måneder til år, avhengig av hvor eksponert stranden er for bølger.
- ved akkumulering av store mengder olje kan asfaltflater dannes. Slike asfaltflater vil endre substratets karakter og stabilitet og dermed biologisk utnyttelse av området.

4.1.2.1.2 Grovkornete sandstrender

På grovkornete sandstrender kan olje erfaringsmessig trenge opp til 25 cm ned i substratet. I eksponerte områder er strender med grovkornet substrat ofte brattere og mykere enn strender med finkornete substrat, og bredden på slike strender er meget variabel. I mer beskyttede områder og i poller er strendene bratte og smale og ligger ofte i bakkant av langgrunne

områder (langfjære). Grovkornete strender endres raskt som en respons på endrede bølge og tidevannsforhold.

Olje er mye mer bestandig og vanskeligere og samle opp på grovkornete enn på finkornete strender ettersom den trenger dypere ned i sedimentet og også graves ned i større grad. I hvilken omfang oljen graves ned avhenger av hvilket stadie stranden er i (erosjon eller akkumulering/deponering). Dersom oljen strander like etter en stor storm og stranden har vært utsatt for sterk erosjon, kan påfølgende deponering av sand føre til at oljen begraves til neste storm. Kontinuerlig deponering av ren sand fra mars til november førte til at olje ble begravd helt ned til 82 cm etter *Amoco Cadiz* ulykken. Etter *Ixtoc-1* utblåsingen i Texas var andel olje nedgravd i strender med grovkornet sediment eller i strender med kalksand forholdsvis mye mer enn i finkornet sand (90% mot 37%).

I områder hvor sterkt vind stort sett bare forekommer i enkelte sesonger kan olje som er deponert på stranden bli begravet av flere meter med rent sediment, og re-eksponeres 6 - 9 måneder senere. Sedimentet på grovkornete strender er i stadig bevegelse, og koloniseres derfor i liten grad av biologiske samfunn. Noen dyr, for det meste amfipoder og insekter, kan imidlertid finnes sammen med tang o.l. Gravende dyr kan forekomme i lave tettheter og med store sesongmessige variasjoner. Diversiteten på grovkornete sandstrender er imidlertid lav, og samfunnene domineres av skjell, krepsdyr og børstemark. Disse strendene kan være viktige hvile- og næringsområder for vadere og dykkende sjøfugl.

Oljens oppførsel og korttidseffekter på grovkornete strender kan summeres som følger:

Eksponerte strender:

- ved mindre utslipp vil oljen konsentreres i et band langs høyvannsmerket.
- ved større utslipp kan olje dekke hele tidevannssonen, selv om oljen vil bli løftet av de nedre deler av stranden med stigende tidevann.
- store mengder olje vil kunne akkumuleres i ly av strandvoller hvor den ikke dreneres av ved lavvann.
- dersom olje strander i begynnelsen av en deponerings-/akkumuleringsperiode kan den begraves dypt ned i sedimentet.
- olje som er begravet dypt ned i sedimentet vil være relativt persistent, avhengig av sesong og strandens erosjons- og deponeringssyklus.
- biologiske skader inkluderer midlertidig nedgang i infauna populasjoner, noe som kan påvirke sjøfugl og vadere som benytter stranden som næringsområde.

Sedimentet på grovkornete, eksponerte strender kan være mykt og ustabilt, noe som gjør ferdsel med kjøretøy vanskelig.

Beskyttede strender

- en større andel av stranden kan bli tilgriset, ettersom slike strender vanligvis er smalere enn eksponerte strender.
- oljen kan bestå i måneder til år, avhengig av hvor eksponert stranden er for bølger.
- oljen kan bli begravd av tilført, rent sediment, men i indre grad enn på eksponerte strender.
- ved akkumulering av store mengder olje kan asfaltflater dannes. Slike asfaltflater vil endre substratets karakter og stabilitet og dermed biologisk utnyttelse av området.

4.1.2.2 Steinstrender

Skjebnen til olje på steinstrender er annerledes enn på sandstrender. Begrepet steinstrand brukes her om strand karakterisert av en lang rekke kornstørrelser og omfatter bl.a. grus, stein og blokker (se kapittel 3.3).

En rekke kjennetegn ved steinstrender fører til akkumulering og bevaring av olje ved et oljeutslipp. De viktigste er:

- De har høy porøsitet og permeabilitet, slik at oljen kan trenge dypt ned i substratet. (Etter *Exxon Valdez*-ulykken ble det målt at oljen på en steinstrand hadde trengt 125 cm ned i substratet.)
- De har et høyt potensiale for å begrave olje under deponert rent sediment/substrat. Substratet på steinstrender beveges ofte mye i perioder med storm. De minste steintypene beveges også relativt mye under rolige bølgeforhold.

I områder hvor mye olje blir akkumulert dannes gjerne asfaltflater. Kystlinje med steinstrender er ofte irregulære og det er vanlig at enkelte områder beskyttes mot bølgeaktivitet på grunn av kystlinjens utforming. Selv på relativt eksponerte strender kan det finnes mikromiljø hvor olje kan akkumulere, bestå og danne asfaltflater. Slike mikromiljø finnes vanligvis i ly av store steiner, og i områder som er beskyttet av odder eller nes.

Disse faktorene gjør at sanering er særlig vanskelig på steinstrender. Substratet på slike strender skiftes meget langsomt ut og sanering gjennom fjerning av steiner er vanskelig og kan føre til økt erosjon, særlig i områder hvor dette allerede er et problem.

4.1.2.3 Blandete sand og steinstrender

Strender med en blanding av sand og stein har som det kan forventes egenskaper både som sandstrender og steinstrender. På grunn av ulikheter i kornstørrelsen kan det dannes soner hvor spesifikke substrattyper dominerer (f.eks. sand, grus eller stein). Sandfraksjonen kan være nokså mobil, og oljen skjebne er ofte sammenfallende med hendelsene på sandstrand dersom sandfraksjonen i substratet overstiger 40%.

Blandede sand- og steinstrender eksponeres ofte uregelmessig for signifikant bølgeaktivitet, særlig i områder hvor trange kanaler og kompleks lokal topografi begrenser strøklengde og bølgehøyde. Oljen er mer persistent i slike beskyttede områder ettersom naturlige saneringsprosesser er mindre effektive.

På grunn av substratets bevegelighet og gjentatte tørkeperioder er det sparsom biologisk kolonisering på blandede sand- og steinstrender. I den nedre tidevannssonen finnes vanligvis epifauna (på steiner og steinblokker) og infauna. Olje trenger generelt mindre ned i blandede strender enn i steinstrender, fordi finfraksjonen av sedimentet til en viss grad fyller rommene mellom steinene. Det er imidlertid vanligere at oljen begraves på blandede strender, og slik olje kan være nedgravd i substratet i mange år. Dette ble bl.a. observert etter *Medula* utslippet, som skjedde i 1974 i Maggelanstredet (Hayes & Gundlach 1975; Blount 1978; Gundlach et al. 1982; Owens et al. 1987). Mesteparten av kystlinjen som ble tilgriset av olje fra Metula besto av blandede sand- og steinstrender, med varierende kornstørrelser og eksponeringsgrad.

Oljens oppførsel og korttidseffekter på blandede sand- og steinstrender kan oppsummeres som følger:

Eksponerte strender:

- ved små oljeutslipp vil oljen deponeres langs og over høyvannsmerket, hvor den kan bestå over lang tid.
- store oljeutslipp vil spres i hele tidevannssonen.
- oljen kan trenge relativt dypt ned i substratet.
- oljen kan begraves i strandvoller ved høyvannsmerket, hvor den kan bestå over lang tid.

På beskyttede strender:

- asfaltflater kan dannes i områder hvor store mengder olje strander og fyller åpenrommene mellom sedimentkornene. Slike asfaltflater er meget persistente og kan bestå i mange år.

4.1.2.4 Våtmarker/Tidevannsflater

Tidevannsflater består av deponerte sand og/eller leire som eksponeres til luft ved lavvann. Tidevannsflater kan deles inn i høye og lave flater som avgrenses av strandeng i den øvre delen, og av tidevannet nederst. Bredden på flaten avhenger av tidevannsforskjellene, helning og sedimenttilførselen; brede flater finnes vanligvis i områder med store tidevannsforskjeller. Tidevannsflater forekommer først og fremst i områder som er beskyttet fra direkte påvirkning av store bølger. Sammenlignet med sandstrender skjer derfor deponering og erosjon meget langsom på tidevannsflater. Sedimentet i de høyere områder er utsatt for sterk bioturbasjon (fysisk omrøring pga. organismer som spiser og beveger seg i sedimentet), mens sedimentet på lavere områder vanligvis inneholder fysiske sedimentstrukturer, som sandriller o.l. Sedimentet på tidevannsflater er mettet med vann, og kun forhøyninger tørker ut ved lavvann. Faren for oljenedtrenging er derfor lavt. Biologisk utnyttelse kan være meget høy, med et varierende antall skjell, børstemark og andre virvelløse dyr, som igjen utnyttes av sjøfugl og vadere.

Når mudder først er deponert på en tidevannsslette så har det en tendens til å stabiliseres der fordi: 1) mudderet regelmessig tørker ut og bløtlegges, 2) gravende organismer komprimerer de fine partiklene og binder dem sammen, 3) diatomeer beveger seg opp gjennom mudderet og deponerer slim og 4) erosjon av sammenpakket mudder krever mye mer energi enn deponering av løsere mudder.

Oljens oppførsel på eksponerte tidevannsflater har blitt studert etter flere store oljeutslipp. Erfaringene viser at oljen enten passerer fullstendig over sletten og akkumuleres ved høyvannsmerket eller den avsettes på sletten ved lavvann. Ettersom sedimentet er fullstendig mettet med vann vil oljen imidlertid ikke trenge ned i sletten. Oljen kan derfor flyte av ved neste høyvann uten permanent deponering (re-mobilisering). Til tross for at langtidsdeponering ikke skjer kan biologiske skader være betydelige, særlig på sediment- og filter-spisende organismer.

Basert på observasjoner fra flere oljeutslipp kan oljens oppførsel på eksponerte tidevannsflater oppsummeres som følger:

- olje fester seg vanligvis ikke til overflaten på eksponerte tidevannsflater, men lettes ved høyvann, slik at mye olje kan akkumuleres ved høyvannsmerket.
- oljen trenger ikke ned i det vannmettede sedimentet.

- store negative biologiske effekter kan oppstå, særlig på infaunaen, noe som igjen fører til et redusert næringsgrunnlag for fugler og andre predatorer.

Sedimentet er kompakt og bevegelse til fots eller med kjøretøyer går vanligvis greit.

Beskyttede tidevannsflater består primært av silt og leire. Bølgeenergien er lav selv om sterke tidevannsstrømmer kan forekomme på deler av flatene og i kanaler som gjennomborer dem. Også beskyttede tidevannsflater avgrenses vanligvis av strandenger øverst og av tidevannet nederst. Slike områder har en tett infauna med høy diversitet, som vanligvis utnyttes av fugler.

Sedimentering på beskyttede tidevannsflater foregår ved deponering av sedimenter fra suspensjon, noe som vanligvis forekommer i perioder med strømstille (i overgangen mellom fløende og synkende sjø).

Beskyttede tidevannsflater kan forurenses ved direkte kontakt mellom olje og sedimentet på sletten, eller gjennom deponering av kontaminert suspendert sediment. Etter *Amoco Cadiz*-ulykken førte store bølger til at oljen ble dispergert ned i vannmassene, både når oljen lakk ut av skipet og når stormbølger eroderte oljen bort fra eksponerte strender. Det ble anslått at om lag 20 000 tonn olje ble løst i vannmassene i løpet av de tre første ukene etter utslippet (Gundlach et al. 1983). Denne oljen adsorbertes/festet seg til suspendert sediment, som deretter ble deponert på beskyttede tidevannsflater. Forurenset sediment ble funnet i tidevannssonen i beskyttede bukter som aldri ble eksponert for olje som drev på overflaten. Nedbrytning og borttransport skjedde meget langsomt i finkornet sediment.

Basert på observasjoner fra flere oljeutslipp kan oljens oppførsel på beskyttede tidevannsflater oppsummeres som følger :

- oljen fester seg vanligvis ikke til overflaten på beskyttede tidevannsflater, men lettes av ved høyvann og kan akkumuleres ved høyvannsmerket.
- oljen trenger ikke ned i det vannmettede sedimentet
- i områder med mye suspendert sediment kan olje adsorberes/feste seg til det suspenderte sedimentet og deponeres på tidevannsflater.
- når sedimentet erforurenset vil oljen bestå i flere år.
- store biologiske skader kan oppstå

Sedimentet er meget mykt og vanskelig å bevege seg på.

4.1.2.4.1 Strandenger

Strandenger skiller seg fra tidevannsflater på grunn av vegetasjonen, men disse to habitatene finnes ofte ved siden av hverandre. Ofte ligger en tidevannsslette på havsiden av strandengen. Disse to habitatene er egentlig ulike evolusjonære stadier av bølgebeskyttet miljø med netto sedimentdeponering.

Strandeng nær saltvann eller brakkvann har sin opprinnelse som tidevannsflater, hvor rolig vann fører til netto deponering av sediment ved høyvannsmerket. Etterhvert som sletten bygger seg opp til eller like over havnivå, koloniseres den av salt-tolerante arter. Florasamfunnene på strandeng er ofte dominert av et mindre antall arter, med høy dekningsgrad, som f.eks. *Spartina alterniflora*. Mer informasjon om artssammensetning og økologiske aspekter på strandenger kan bl.a. finnes i Elven & Johansen 1983; Elven et al. 1988a; 1988b; 1988c; 1988d. Når planter begynner å vokse på flatene akselererer sedimentdeposisjonen fordi planterøttene holder tilbake sediment.

Det er høy primær produksjon på strandenger, og det er velkjent at slike habitater ofte er den viktigste næringskilden for økosystem nær kysten. Det er derfor meget viktig å beskytte slike områder mot oljeforurensning.

Sedimentet på strandenger er vanligvis mudder, og kornstørrelsen avtar fra tidevannskanaler til de høyeste delene av strandengen (Edwards & Fry 1977). Sedimentet på strandenger inneholder vanligvis mye organisk materiale og utsettes alltid for bioturbering.

Mesteparten av erfaringen med forurensning av strandenger kommer fra amerikanske studier hvor olje har påvirket vegetasjon i estuarier. Studiene viser at det er signifikante variasjoner mellom ulike artssamfunn.

Når olje kommer i kontakt med en strandeng skjer generelt følgende:

- oljen fester seg lett til vegetasjonen. Vegetasjonen på strandenger er meget effektive oljeabsorbenter
- en varierende andel av engen vil dekkes av olje, avhengig av tidspunktet i tidevannssyklusen oljen når vegetasjonen. Olje kan også finnes i flere bånd.
- store utslipp vil bestå over mange tidevannssykluser og dekke vegetasjonen fra høy til lavvannsmerket.
- ferske råoljer og tunge oljer vil gli ned langs stengelen på plantene når været er varmt, og demmes opp på sedimentet under plantene.
- forvitret olje "glir" ikke så lett, og denne typen olje forblir derfor på vegetasjonen
- dersom vegetasjonen er tett kan forurensning av tung olje bli begrenset til den ytre kanten av vegetasjonsbeltet, mens lettere olje kan forurense et belte på opp til 10 m.
- lette oljer (lette raffinerte produkter og ferske råoljer) kan penetrere dypt ned i substratet og eventuelle sprekker
- middels og tunge oljer fester seg ikke så lett til eller penetrerer ikke ned i det våte, mudderaktige sedimentet, men kan akkumuleres på overflaten og i fordypninger.

Selv om hvert oljeutslipp utsettes for en unik kombinasjon av ytre påvirkninger, så er det enkelte faktorer som alltid påvirker oljens oppførsel og avgjør dens skadepotensial på strandenger. En mer detaljert beskrivelse med referanser til enkeltstudier finnes i Hayes et al. (1992). Faktorer som bestemmer hvordan en strandeng påvirkes av akutt forurensning er:

- Oljetype
- Graden av forurensning av vegetasjonen
- Graden av forurensning av sedimentet
- Eksponering for strøm og bølger (avgjørende for naturlig fjerning av oljen)
- Årstid
- Artenes følsomhet
- Skade assosiert med saneringsaksjoner

Oljetype

Studier har vist at lette, raffinerte produkter har høyest akutt giftighet for strandeng vegetasjon. Ved utslipp av råoljer og tunge raffinerte produkter er effektene vanligvis

kortvarige, og restitusjon skjer i løpet av 1 - 3 år (Bender et al. 1980). Det finnes til og med studier som viser en økning i strandeng vegetasjon etter en oljeforurensning (Hershner & Moore 1977). Råoljer inneholder nitrogen, og i områder hvor nitrogen er en begrensende faktor, kan vekststimulering forekomme (Leendertse & Scholten 1987). Totalt sett vil likevel en oljeforurensning ha negative effekter på strandenger.

Graden av forurensning av vegetasjonen

Mange plater kan overleve selv om de er delvis dekket av olje, men få vil overleve dersom mesteparten eller hele stengelen er tilgriset.

Graden av forurensning av sedimentet

Graden av forurensning av sedimentet kan forlenge effektene på strandeng-økosystemet med flere år. Nedsatt rekoloniseringshastighet er ofte relatert til forhøyede nivåer av hydrokarboner i sedimentet, selv om det er viktig å merke seg at oljens sammensetning er like viktig som det totale hydrokarboninnholdet/petroleum innholdet.

Eksponeringsgrad

De fysiske forholdene på en strandeng avgjør hvor lenge oljen består i sedimentet og dermed også restitusjonstid. Strømmer og bølger er viktige naturlige saneringsprosesser, og eksponerte områder restitueres derfor raskere enn beskyttede områder. I noen tilfeller kan eksponering øke erosjonen dersom planterøtter dør. Olje som deponeres i nedre del av en strandeng fjernes etterhvert som den påvirkede vegetasjonen dør og føres bort.

Årstid

Forurensningshendelsen, relativt til plantenes vekstsesong, kan ha innvirkning på oljens persistens og effekter. Oljepåslag i vinterperioden har generelt den minste effekten, men dersom oljen blir liggende på strandengen kan skader oppstå senere.

Artenes følsomhet

Ulike arter har varierende følsomhet overfor olje. Ettårige planter er generelt mer sensitive enn flerårige, som har større rotsystemer med basis for ny vekst etter skade på delene over jorden (Getter et al. 1984).

4.1.2.5 Andre strandtyper

4.1.2.5.1 Substrat med høyt organisk innhold

Våtmarksområder med mer enn 70% organisk materiale i sedimentet (vektprosent) omtales ofte som torvstrender . Torv er svampaktig, komprimerbart, fibrøst materiale som dannes ved ufullstendig nedbrytning av plantemateriale. Torv er mest vanlig i arktiske områder med lav kystlinje, hvor lave temperaturer bremser nedbrytingsprosesser. Strandtypen stammer ofte fra torv som er tilført strandområdene gjennom erosjon/transport, og som samles opp i beskyttede, skjermede områder (Dynn; en organisk mudder eller ”torvsørpe”).

Kystlinjer med torv er imidlertid ikke vanlige i Norge. Torv forekommer dessuten sjelden langs tidevannskanaler eller i ytterkanten av strandenger, dvs. i områder som er mest utsatt for oljeforurensning. Torv forekommer vanligvis i den delen av våtmarksområder som er mest påvirket av ferskvann, og som har minst sannsynlighet for å komme i kontakt med olje fra det marine miljø. Erodert torv akkumuleres ofte i beskyttede områder med liten bølgeenergi, dvs. i de samme områder som olje har en tendens til å akkumuleres i.

Oljens oppførsel i torv kan summeres som følger:

- Tunge oljer vil ikke trenge dypt inn i torven, selv om den er tørr, men kan bli begravd av eller blandet med erodert torv i områder med bølgeenergi
- Lette oljer og raffinerte produkter vil trenge inn i torven. Dersom oljen trenger inn i torv vil det finnes relativt lite olje igjen på overflaten som kan samles opp.
- Olje som kommer i kontakt med erodert torv vil forbli i torven over lang tid, særlig i områder med lite bølgeenergi. Den eroderte torven vil i stor grad oppføre seg som en absorbent, som også hindrer videre spredning og eventuell nedbrytning av oljen.

4.1.2.5.2 Skjellstrand

I enkelte områder kan kalkrester fra skjell eller koraller utgjøre en stor andel av substratet. Strandkategorien er utbredt langs hele kysten, men er spesielt vanlig i nord. Skjellstrender utvikler seg der topografi, strøm og eksponering gir gode muligheter for ilandskylling av materiale. Ofte er dette strender med et finere strandsubstrat, som for eksempel sand og grus. Fragmentene reflekterer ofte bunndyrsamfunn i områder under tidevannssonen så vel som infauna samfunnene i selve tidevannssonen. Det kalkholdige materialet er ikke levende og kan dermed behandles på samme måte som uorganiske sediment. Den dominerende kornstørrelsen vil dermed være avgjørende for oljens oppførsel, dens persistens og effekter. Det er imidlertid viktig å huske på at kilden til det kalkholdige substratet finnes like i nærheten, og dersom skjellfragmentene har sin opprinnelse i tidevannssonen kan det gi indikasjoner på en biologisk aktiv strand som vil være mer sensitiv enn en strand med lav biomasse.

4.1.3 Menneskeskapte strukturer

Menneskeskapte strukturer er plassert i eller på grensen til havet for en rekke formål, men det vanligste årsakene til utplassering av menneskeskapte strukturer er forsterkning av kystlinjen, veibygging, samt skjerming av havn eller kaiområde for båter. Det vanligste materialet som benyttes i bygging av slike strukturer er betong, men også strukturer av tre og metall kan forekomme. Som på naturlige substrat avhenger oljens evne til å feste seg til menneskeskapte strukturer, dens persistens og negative effekter primært av to faktorer: 1) substratets permeabilitet overfor olje og 2) lokale bølgeforhold som skaffer energi til selvrensing. Oljens oppførsel vil dermed tilsvare dens oppførsel i naturlige habitater med samme fysiske egenskaper. I tillegg til miljøfaktorer så er estetiske og økonomiske hensyn viktige når saneringsstrategi overfor menneskeskapte strukturer skal avgjøres. Selv om menneskeskapte strukturer som står under vann kan være habitat for biologiske samfunn, så er skadene av olje vanligvis av økonomisk heller enn økologisk karakter.

4.1.3.1 Impermeable substrat

4.1.3.1.1 Murer, moloer, kaianlegg og brofundamenter

Murer og moloer er ofte konstruert for å beskytte havner, ankerplasser eller for å beskytte spesielle områder for direkte eksponering mot åpent hav, og dermed kraftig bølgepåvirkning. Murer består vanligvis av betong og gir god beskyttelse mot erosjon av strandlinjen. Mindre kompakte forsterkninger som er konstruert for å spre bølgeenergi heller enn å reflektere bølger, er også vanlige. Denne type menneskeskapte strukturer har andre egenskaper med hensyn til olje enn kompakte strukturer, og blir diskutert i neste seksjon. Vertikale murer som er eksponert mot åpent hav har de samme egenskaper som svaberg med hensyn til oljeeksponering. Olje vil vanligvis ikke påvirke bølgeeksponerte murer fordi den reflekterte bølgeenergien vil føre oljen ut fra land. Olje vil også bare i liten grad feste seg til det våte, faste underlaget.

4.1.3.2 Permeable substrat

4.1.3.2.1 Blokkmoloer, kystforsterkninger

Blokkmoloer er forskansninger bestående av f.eks. store steiner eller støpte betongblokker som er utplassert i bølgeeksponerte områder som moloer, eller i beskyttede områder for å hindre erosjon langs en elvebank eller en kystlinje. Blokkmoloer er den menneskeskapte ekvivalenten til en steinstrand, og har dermed tilsvarende egenskaper overfor olje. Substratet benyttet til oppbygging er stort nok til at det ikke beveger seg selv under påvirkning av store bølger. Blokkmoloer er imidlertid ofte utsatt for olje fordi de ofte er plassert nær høyvannsmerket hvor de største mengdene olje vanligvis strander.

4.1.3.2.2 Fyllinger

I befolkede områder fylles ofte kystlinjen ut med fyllmasser for å tilpasse kystlinjen til behov i lokalsamfunnet. Ved veibygging er det f.eks. ofte gunstig å legge deler av veien over en fylling. Fyllinger avgrenses vanligvis mot havet av en betongstruktur, mur eller sprengsteinfylling. I de tilfeller hvor fyllinger ikke er forsterket mot havet vil substrattypen i fyllmassen (vanligvis en blanding av flere ulike substrattyper) være avgjørende for hva som skjer med strandet olje (motsvarer vanligvis en strand med blandet substrat).

4.1.4 Is og snø

Sjøis finnes sjelden langs den ytre kystlinjen i Norge. Men utenfor de arktiske øyene Bjørnøya, Spitsbergen og Jan Mayen er sjøis meget vanlig. Is er faktiske det dominerende kystsubstratet i disse områdene i deler av året. Is kan også dannes inne i fjorder eller bukter hvor bølgeaktiviteten er liten og saliniteten redusert på grunn av tilsig av ferskvann fra land/elver. Slik is er meget vanlig i mange fjordsystemer langs norskekysten.

4.1.4.1 Is

Is kan anta en lang rekke former langs land: 1) tilfrysende bølger eller sjøsprut kan bygge opp et landfast isdekke i tidevannssonen, en såkalt landkall, 2) isflak kan strande i tidevannssonen og bli inkorporert i den landfaste isen eller remobiliseres av bølgevirksomhet, 3) grunnvann i stranden kan fryse og 4) is kan dannes på vannoverflaten enten som et solid/helt flak eller som pakkis som består av mange individuelle flak (Owens 1994; 1996).

Isens struktur i strandsonen bestemmes av tidevannsforskjeller, samt av bølger og værforhold i innfrysningsperioden. I områder med små tidevannsforskjeller, dannes is kun i smale bånd på stranden, mens bredden på isbeltet vil øke med økende tidevannsforskjeller. Jo bredere isbelte jo større er sannsynligheten for oppbrutt is. Is som dannes under rolige bølgeforhold formes ofte som en glatt landkall som dekker den øvre del av tidevannssonen. Dersom is dannes under bølgepåvirkning kan is i mange ulike former dannes på stranden.

De biologiske samfunn i ispåvirkete områder har vanligvis lavere diversitet og artsantall enn samfunn i områder uten is. Isskuring har en tendens til å skrape substratet rent for organismer. I områder som hvert år påvirkes av is finnes sjelden tidevannssamfunn som består av voksne organismer. De tilstedeværende organismer er begrenset til små sprekker og kløfter i berggrunnen, som kan fungere som beskyttelse for mekanisk påvirkning av is. Plante- og dyresamfunn består for det meste av juvenile stadier, som rekrutteres på årlig basis, men som sjelden overlever til reproduktiv alder (eller størrelse). I tillegg finnes ofte noen få arter som er tilpasset til å re-kolonisere habitat som nylig har vært utsatt for forstyrrelser.

Dersom kystsonen og/eller de tilstøtende vannmassene er dekket av et lag fast is, så vil isen hindre olje i å nå strandsubstratet. Miljøforholdene på ispåvirkete strender er imidlertid komplekse, og flere forhold påvirker oljen oppførsel og effekter i slike områder:

- Under tilfrysing om høsten og vinteren kan olje som allerede er til stede i strandsonen eller som er strandet på landfast is innkapsles i den ekspanderende isen. Olje som fryses inn i isen kan bli værende der i flere måneder for så å bli frigjort om våren når isen smelter. På grunn av de lave temperaturene er olje som fryser inne i isen tilnærmet uforandret når den frigjøres til vannmassene, i en periode når den biologiske aktiviteten er maksimal.
- I smelteperioder, eller i perioder hvor isoverflaten smelter og er våt, så vil olje ikke feste seg til isen, men forbli på vannoverflaten i åpent vann eller i sprekker i isen.
- I oppbrutt is, i områder hvor det ikke finnes landfast is, kan olje nå land og strande på substratet mellom isflakene
- Landfast is kan beskytte strandsonen fra olje, men dersom isen strekker seg ut fra land som et lag flytende is kan olje vandre via sprekker i isen og akkumuleres under isen.
- Et utbredt isdekke nær land vil begrense bølgeaktivitet og dermed nedsette områdets selvrensende evne.
- Dersom grunnvannet i en strand med løsmasser fryser vil substratet effektivt bindes sammen, slik at olje ikke kan trenge ned i substratet.

4.1.4.2 Snø

Snø er, i motsetning til is, meget porøs (gjennomsnittlig 90% luft i snøkrystall matrisen) og derfor meget permeable for olje. Snø betraktes som en effektiv olje absorbent. Snø som faller i tidevannssonen vil imidlertid ikke forbli som snø særlig lenge. Den vil vanligvis dekkes av sjøvann og enten smelte eller bli omdannet til sørpe, som kan inkorporeres i et flytende isflak eller festes til landfast is. Olje som strander i et snødekket område eller som blir dekke av snø (nedbør) vil i stor grad bli absorbert av snøen, og kan deretter fjernes mekanisk.

4.2 Biologiske ressurser i strandsonen

De viktigste faktorer som er bestemmende for hvilke biologiske samfunn som holder til i tidevannssonen er substrattype, bølgeeksponering, saltholdighet og plassering.

4.2.1 Invertebrater i tidevannssonen

4.2.1.1 Hardbunnssamfunn

Berggrunnsstrender er ugjennomtrengelig for organismer. Disse strendene er i motsetning til løsmassestrender, todimensjonale habitater hvor plass er ofte den primære begrensende faktor.

Tidevannssonen (litoralen) er det området som vekselvis oversvømmes og tørrlegges ved henholdsvis flo og fjære. Substratet kan være fast (svaberg, klipper) eller løst (sand - eller steinstrand, våtmarksområder). De samlede fysiske betingelsene i habitatet utgjør rammen for miljøet hvor arter påvirker hverandre for til slutt å fastlegge den spesielle sammensetningen og strukturen i samfunnet. Alle dyr som lever i tidevannssonen er marine arter som til en viss grad er tilpasset eksponering til luft. Varierende toleranse for eksponering til luft resulterer i en klar soneinndeling. Den øvre utbredelsesgrensen for en art fastsettes av dens evne til å tilpasse seg de fysiologiske utfordringer som et liv delvis på land medfører (vekselsvis lave og høye temperaturer, uttørking osv.), mens dens nedre grense bestemmes av interaksjoner med andre arter. I mer eksponerte områder er grensene mellom de ulike sonene diffuse, ettersom bølgeenergi sprer organismene ut over større områder.

Artssamfunn med høy produksjon og biomasse finnes ofte i tidevannssonen, særlig i områder som er beskyttet mot bølger. På grunn av relativt store tidevannsforskjeller i Norge (se kapittel 2.3) dekker tidevannssonen relativt store områder, og er et viktig næringsområde for både landlevende (terrestriske) og marine dyr (f.eks. fisk, fugler og pattedyr). Samfunn i tidevannssonen okkuperer generelt større overflate i Nord-Norge på grunn av større tidevannsvariasjoner. Organismene får et større område der de miljømessige forholdene er fordelaktig og tillater etablering av mer klare soneringer.

Supra-littoralen er den helt øverste delen av tidevannssonen. Dette området oversvømmes sjelden av sjøen, men er mye utsatt for sjøsprøyt, og kalles derfor ofte for sprutsonen. Flere typer strandsnegler (*Littorina sp*) er vanlig i sprutsonen. Alle disse er herbivore arter (plantespisende), og de kan finnes fra den nedre delen av sprutsonen, og ned til de øvre deler av tidevannssonen. Disse artene, som ernærer seg av mikroalger på berggrunnen og noen ganger av detritus fra makroalger, forekommer ofte i meget høye tettheter.

Rett under sprutsonen ligger den øvre tidevannssonen, som regelmessig oversvømmes av havet. Rur, (*Balanus sp*.) er den dominerende arten i denne sonen. I den midtre tidevannssonen, kan det noen ganger være store populasjoner av blåskjell (*Mytilus edulis),* som okkuperer området under tangskogen. Muslinger er konkurransedyktige arter i den midtre tidevannssonen og kan, i fravær av predatorer eller fysisk forstyrrelse, dominere området og eliminere konkurrenter. I denne sonen er også snegler som primært predaterer på muslinger vanlige.

Den mest vanlige plantespisende arten i den midtre tidevannssonen er albuskjellet *Patella vulgata.* Dette store albuskjellet (opp til 60 mm i diameter) beiter på alger og opprettholder ofte bart substrat innen sitt territorium. Selve fasongen på skjellet er tilpasset berggrunnen der skjeller sitter, slik at arten er meget stedbundet. Der albuskjell forekommer i høye tettheter kan de forhindre vekst av makroalger på all berggrunn.

Den nedre tidevannssonen eksponeres bare i korte perioder til luft. Artene som lever i denne sonen har derfor bare en begrenset toleranse for uttørring og temperaturvariasjoner. Sjøstjerner er vanlig i den nedre tidevannssonen. Sonen har ofte en mengde fastsittende organismer som hydroider, bryozoa og svamp.

4.2.1.2 Bløtbunnssamfunn

Bløtbunnsstrender bestående av sand eller leire/mudder finnes vanligvis i beskyttede områder inne i fjorder eller bukter hvor bølgeaktiviteten er liten. Disse habitatene skiller seg vesentlig fra hardbunnsstrender, ettersom organismer kan leve både på og i selve sedimentet/substratet. Slike strender er ofte (men ikke alltid) lokalisert nær en ferskvannskilde. Artssammensetningen varierer mye på grunn av variasjoner i kornstørrelse og saltholdighet. Artene her er ofte "pionerarter" med en høy toleranse overfor endringer i miljøforhold (temperatur, saltholdighet etc.) og en stor evne til re-kolonisering. De vanligste gruppene i sedimentet er børstemark og andre marklignende grupper, amfipoder og skjell. Flere sneglearter og blåskjell er mer vanlige på sedimentoverflaten.

På grunn av høy diversitet, høy biomasse og lett tilgjengelighet så benyttes tidevannssonen av en rekke marine og terrestriske organismer som beskyttelse/skjulested, næringsområde og reproduksjonsområde (gyting, kasting, klekking).

4.2.2 Vegetasjon i tidevannsområdet

4.2.2.1 Tang og tare

Vegetasjonen på hardbunnsstrender består av mikro- og makro-alger. Alger er planter uten rotsystemer, og tar derfor opp næring direkte fra vannet. Diatomeer utgjør størstedelen av mikroalgene, og de dekker så godt som alle ikkelevende overflater som ikke er dekket av andre organismer. Makroalgesamfunnet i Norge er ganske typisk for nordlige tempererte områder, og inkluderer rødalger (rodophyta), brunalger (phaeophyta) og grønnalger (chlorophyta). Som dyrene, har tare en tydelig sonering med forskjellige arter tilstede på forskjellige steder i tidevannsområdet. Tang er en meget viktig næringskilde i tidevannssonen, og tangsamfunn danner ofte beskyttelse for organismer ved å skjule dem for predatorer og ved å redusere fordampning og temperaturvariasjoner.

Den dominerende vegetasjonen i sprutsonen er den marint tilpassede laven (*Verrucaria)* som viser seg som et tynt, svart lag på berggrunnen. I den øvre del av tidevannssonen finnes for det meste grønnalger, som i hovedsak er ettårige planter. Den midtre tidevannssonen på hardbunnsområder domineres av brunalger, hvorav 4 arter er mest vanlige i bølgeeksponerte område; sauetang (*Pelvetia canaliculata*) dominerer den øvre delen av denne sonen, noen ganger blandet med spiraltang/kaurtang (*Fucus spiralis*). Blæretang (*F. vesiculosus*) opptar totalt sett mesteparten av plassen i "fukus-sonen," mens sagtang (*F. serratus*) finnes lengre ned. I mer beskyttede områder er ofte grisetang (*Ascophyllum nodosum*) den dominerende brunalgen. Tilstedeværelse av denne arten indikerer hardbunnsområder som er beskyttet mot bølger. I den nedre tidevannssonen er det rødalgene som overtar for brunalgene, og tang erstattes av tare som strekker seg fra nedre tidevannssone til områder som ikke berøres av tidevannet. På undersiden av bladverket til taren er det svært vanlig med fastsittende korallalger.

4.2.2.2 Høyere planter

I motsetning til alger, som tar opp næring fra vannet, hører marin vegetasjon på bløtbunn til de såkalt høyere planter. Disse tar opp næring fra sedimentet gjennom et rotsystem og blomstrer for å forplante seg.

Som i algesamfunn finnes ulike arter av høyere planter i ulike soner i forhold til tidevannsnivå. *Ruppia* sp (sjøgress) lever fullstendig neddykket i det marine miljø, og er vanlig på sand og mudderbunn i områder med moderat saltholdighet. Typisk strandeng-vegetasjon finnes høyere oppe, mellom høyvanns- og lavvannsnivå, på beskyttede strender. I områder med mye strandeng-vegetasjon reduserer plantene vannstrømmen samtidig som rotsystemene stabiliserer det finkornete sedimentet. Dette fremmer akkumulering av organisk materiale. I tillegg fører nedbrytningen av sjøgress og annen strandeng-vegetasjon til dannelse av store mengder detritus. Dette resulterer i svært næringsrike habitater, som er grunnlag for rike bunndyrsamfunn, som igjen beites på av vertebrater (særlig vadefugler).

Lengre oppe på sandstrender, over høyeste høyvann, finnes arter som har en lavere salttoleranse. Vegetasjonen høyt oppe på sandstrender er tilpasset et tørt habitat med lite organisk næring.

4.2.3 Sjøfugl, pattedyr og fisk

På grunn av stor diversitet, høy biomasse, tilgjengelighet og komplekse habitat, blir tidevannssonen brukt av både marine og terrestre arter for flere formål, som for eksempel beskyttelse, beiting, og formering/gyting. Sjøfugl, marine pattedyr og fisk opptrer ofte sesongmessig i spesielle habitat eller de er tilstede hele året. Ved tilstedeværelse, må disse arter tas i betraktning når en habitats følsomhet eller sårbarhet overfor olje skal vurderes.

4.2.4 Effekter av olje på planter og dyr i tidevannssonen

Effekter av olje som strander avhenger av tilstanden til oljen i strandingsøyeblikket, samt de sammenfallende fysiske forhold i strandingsområdet. Allerede etter en drivtid på fra timer til dager (avhengig av oljetype) vil vesentlige deler av oljens lavmolekylære fraksjoner være fordampet og en stor andel av aromater og polare forbindelser vil være løst i vannfasen, samtidig som sjøvann vil være blandet inn i oljen. Forvitret olje er tyktflytende og inneholder få vannløselige komponenter og har således lav giftighet for organismer i strandsonen. Det er imidlertid ikke bare oljens giftighet som kan påvirke organismene, også mekaniske effekter ved at oljen dekker organismene og hindrer sentrale funksjoner som f.eks. fotosyntese, respirasjon, næringsopptak og bevegelse kan oppstå. I en forurensningssituasjon kan imidlertid årsak - virkningsforhold være vanskelig å identifisere. Erfaringsmessig opptrer miljøskadene ved en kombinasjon av de ovennevnte faktorene. Ferske oljer inneholder generelt mer giftige komponenter enn forvitret olje, men de mekaniske effektene av tykk forvitret olje er vanligvis mye alvorligere.

Ulike arter har ulike tilpasninger til ulike deler av miljøet og viser dermed varierende reaksjon på olje. Dette er vist i en rekke forsøk og studier, hvor forskjellige arter har blitt eksponert for ulike oljetyper under varierende betingelser (Grice & Reeve 1982; Frithsén et al. 1995; Farke et al. 1985; Widdows et al. 1985; Lowe & Pipe 1985; Barrett 1991).

Erfaringer fra tidligere forurensningssituasjoner har vist at opp til 70 - 80% av floraen og faunaen i sterkt forurensede strandområder kan bli slått ut som en følge av akutte effekter. Den enkelte arts toleranse for hydrokarboner vil imidlertid ikke være avgjørende for det

samlede bildet på sikt. Mange fjærearter er robuste og tåler store vekslinger i det ytre miljø. Fysiologisk er de tilpasset tørrlegging i lavvannsperioder og store vekslinger i temperatur og saltholdighet. Det er observert at grisetang (*Ascophyllum nodosum*) og albuskjell (*Patella vulgata*) overlever flere times neddykking i olje uten å ta skade. Dyr som er utstyrt med filtreringsapparat og tynne alger med stort overflate/volumforhold tar lettere skade eller dør selv etter kortvarig oljeeksponering. Dyr med skall har mulighet til å unngå direkte kontakt med oljen i enn viss periode. Lukking av skallet er imidlertid bare en midlertidig løsning ettersom organismene etter en stund må åpne skallet for respirasjon og for å ta til seg næring. Høy toleranse er imidlertid av mindre betydning dersom andre grunnleggende forutsetninger for overlevelse blir forringet (f.eks. habitatet forringes, substratet endres/forsvinner, forholdet mellom predator og bytte forrykkes osv.).

Høyerestående dyr, som sjøfugler og marine pattedyr, som befinner seg i strandsonen er i første rekke utsatt for fysisk tilgrising av olje. Sjøfugl er helt avhengig av fjærdrakten som isolasjon, og dersom den tilgrises av olje vil den miste sin isolerende evne og fuglene vil fryse i hjel. Sel som har hvile- og/eller kasteplasser i strandsonen vil også kunne tilgrises av olje. Selartene som finnes langs norskekysten er avhengige av spekk for isolasjon og er således ikke så sårbare ved fysisk tildekking av olje. Nyfødte unger har imidlertid lite spekk og er avhengige av pelsens isolerende egenskaper. Olje på stranden kan således ha alvorlige effekter for nyfødte selunger. Oter tilbringer mye tid i strandsonen og er som nyfødte selunger avhengig av pelsens isolerende egenskaper. Oter er en art som regnes for å være meget sårbar ved stranding av olje.

Ved stranding av nyutslippet olje, hvor de giftige aromatiske komponentene ennå ikke har fordampet, kan akutte effekter ved inhalasjon oppstå. Inntak via mat regnes som mindre skadelig i høyerestående dyr som har en velutviklet evne til å bryte ned hydrokarboner. Nedbrytingsprosessen kan imidlertid føre til at det dannes nedbrytingsprodukter som har kreftfremkallende eller mutagene effekter.

I norske kystområder er effekter i strandsonen hovedsakelig registrert etter oljeutslipp ved forlis eller etter stranding av olje av ukjent opprinnelse. Etter *Dei Fovos*-ulykken utenfor Helgelandskysten ble det kun dokumentert små synlige skader på dyr, mens det ble observert en signifikant reduksjon i mengden sauetang og grisetang. Undersøkelsene etter denne ulykken var imidlertid ikke optimale, slik at det totale skadeomfanget er usikkert.

Etter at *Mercantile Marcia* forliste utenfor Sognesjøen i oktober 1989 ble det funnet olje i mindre, lokalt bølgebeskyttede områder langs kysten (Lein et al. 1991). Lokalt ble tangvegetasjonen sterkt redusert. Ti måneder etter utslippet var det fremdeles færre planter og dyr i forurensede områder enn i upåvirkete områder. Artsantallet var signifikant korrelert med graden av forurensning, med lavest artsantall i de sterkest påvirkede områdene.

4.3 Andre ressurser

I tillegg til biologiske ressurser er det en rekke andre egenskaper i områder langs kysten som kan påvirkes ved stranding av olje. Mange av disse har elementer til felles med enten de ovennevnte kyst- eller biologiske ressurser, men de har i tillegg egenskaper som gjør at de har en verdi uavhengig av denne klassifisering.

4.3.1 Naturlig forekommende ressurser

Ser en bort fra spesifikke biologiske ressurser knyttet til en spesiell habitat, finnes det en mengde naturlige ressurser i kystområdene som regnes som unike og har forskjellige nivå av

verneinteresse (varierer fra lokal til internasjonal). Disse områdene varierer fra fuglefjell og sentrale hekkeplasser for fugl til kasteplasser for marine pattedyr og gyteplasser for fiskebestander. Også spesielle geologiske områder befinner seg i de norske kystområder, og har både nasjonal og internasjonal verne interesse. Slike spesielle eller verneverdige områder er i stor grad dokumentert av lokale myndigheter, og er vanligvis tilstede i en ressurskartlegging for eventuelle prosedyrer for oljeverntiltak.

4.3.2 Rekreasjonsområder

Rekreasjon i Norge er nært knyttet til naturopplevelser. Dette verdsettes både av innbyggere og turister. Områder som soling og badeplasser, turområder, fiskeelver og marinaer/havneområder har en rekreasjonsverdi. Noen av disse områder er formelt vernet som rekreasjonsområder, mens andre områder er utelatt. Uavhengig av verneverdi, bør slike områder vurderes i utviklingen av en strategi og prioritering ved vern i forbindelse med oljeforurensning eller sanering.

4.3.3 Arkeologi og kultur

Kulturell arv, historiske eller arkeologiske områder må vurderes. Førhistoriske områder, kystbygder og byer, fraflyttet eller med en sesongmessig beboelse med strukturer som gravplasser, fiske og høstingsområder faller inn under denne kategorien. Ellers hører også områder med historisk verdi for andre grupper i samfunnet, til her.

4.3.4 Industri

En mengde industrielt tilknyttede strukturer befinner seg langs kysten, og kan komme i kontakt med oljeforurensning. Noen er direkte i kontakt med vann, slik som oppdrettsanlegg. Andre kan ha selve konstruksjonen på land, men er avhengig av tilførsel av sjøvann. Disse kan ha vanninntak i vannoverflata eller et vanninntak som ikke er dypt nok til å unngå forurensning. Mengde olje og værforhold virker in på grad av påvirkning. I de fleste tilfeller er disse konsekvenser mer av estetisk eller økonomisk art, enn et miljømessig problem.

5. Prioritering av områder og valg av tiltak

Effektiv planlegging og handling i forbindelse med akuttforurensning krever metoder for å evaluere mulige effekter av olje på de viktigste kystressursene i risikoområdet at en er forberedt og har en plan for vern eller saneringsaksjoner. Planleggingen krever at tilgjengelige ressurser settes inn der de er mest effektive i forhindring eller begrensning av skade. Evaluering av strandets sårbarhet og følsomhet resulterer vanligvis i en liste av prioriterte bekjempelses- og saneringstiltak.

Ved oljebekjempelse står både sårbarhet og følsomhet sentrale. Innsatsen konsentreres der hvor sannsynligheten for stranding av forurensning er størst og hvor stranding utgjør størst fare for miljøet eller andre viktige ressurser. Ved sanering vil prioriteringen baseres på en følsomhetsvurdering. I slike evalueringer kreves oppdatert informasjon om fysiske forhold, ressurser, funksjon og bruk av kystlinjen, og kunnskap om følsomheten til disse for akutt oljeforurensning.

5.1 Influensområdets følsomhet

Et områdets følsomhet for oljeforurensning har to primære komponenter: (1) Den overordnede følsomhet til det fysiske miljø og (2) følsomheten til ressursene (biologiske og andre) som er tilstede.

Habitatets følsomhet bestemmes primært av fysiske faktorer som mulighet for naturlig nedtrenging av olje i substratet, oljens stabilitet, selvrensingsevne og egenskaper knyttet til saneringsarbeidet. Effektene av oljen varierer derfor klart med strandtype og mange sanereringsmetoder er ofte spesifikke for det enkelte substrat.

Ressursens følsomhet omfatter dens mottakelighet og restitusjonstid. I denne sammenheng er ressurser dyr og planter i strandsonen, så vel som spesielle populasjoner av dyr eller sjeldne planter med tilhørighet nær habitatet. Enkelte dyr benytter strandsonen som føde-, formering- eller hvileområde, og finnes dermed i området bare deler av året. Noen områder, som f.eks. badestrender, parker o.l., kan også identifiseres som følsomme ut i fra bruken av området. Andre områder er på grunn av særegne habitattyper, spesielle ressurser, arkeologiske interesser o.l. definert som marine verneområder.

De to ovennevnte følsomhetskategorier (habitat og ressurs) danner grunnlaget for forskjellige tilnærminger i prioriteringen av områder i forbindelse med beskyttelse og saneringsarbeider.

5.2 Ressursbasert prioritering i influensområder

En mulighet for å definere følsomheten til et området baseres på mottakeligheten til områdets dominerende ressurs eller egenskap med tanke på skade knyttet til oljeforurensning.

En ressursbasert modell for å måle følsomhet og prioritere områder for oljevernaksjoner ble utviklet ved NINA (Anker-Nilssen 1994; se også SFT 1996). MOB-modellen (MOB: Miljøprioriteringer, Oljevern, Beredskap) ble utviklet med tanke på strategisk planlegging og gjennomføring av oljebekjempelse ved akutte utslipp langs kysten.

Første fasen i denne tilnærmingen er å identifisere ressurser og avgrense tilhørende kyst-områder som antas å ha spesiell verdi. Disse områder blir prioritert ved hjelp av en modell som ikke bare tar i betraktning ressursens følsomheten overfor olje, men også dens verneverdi

og eventuelle sosio-økonomiske forhold knyttet til den aktuelle ressurs. Det tas hensyn til direkte og indirekte skade hos individer og populasjoner av en eller flere arter.

Modellen benytter fire vurderingskriterier (naturlig forekomst av ressursen, økonomisk erstattelighet, verneverdi og generell oljefølsomhet) og tillegger hver av disse kriterier en verdi (Tabell 5). Verdiene multipliseres med hverandre gir en faktorverdi (numerisk produkt) som bestemmer i hvilke av fem prioriteringskategorier (A-E) området klassifiseres (Tabell 6).

Tabell 5 Evalueringskriterier og estimerings faktorer i MOB modellen

	Faktor verdier			
Evaluerings kriterier	3	2	1	0
Naturlig forekommende?	--	Ja	Nei	--
Økonomisk erstattelig?	--	Nei	Ja	--
Verneverdi	Internasjonal	Nasjonal	Regional	Lokal
Generell oljefølsomhet	Høy	Middels	Lav	Ubetydelig

(fra Anker-Nilssen 1994; SFT 1996)

Tabell 6: Konvertering av resultater i MOB modellen til prioriteringskategorier.

	Prioritet				
	A	B	C	D	E
Modell resultat (numerisk produkt)	36	18 - 24	9 – 16	6 - 8	1 - 3

(fra Anker-Nilssen 1994; SFT 1996)

Områder med klart definerte ressurser blir på denne måten vurdert og rangert, mens ingen rangering blir gjort for de mellomliggende områder. Slike uklassifiserte områder utgjør den største delen av norskekysten, og dermed også den største delen av de potensielle strandingsområder for olje. Det er derfor behov for et tilleggssystem som grunnlag for sanerings- og restaureringsarbeidet som sammen med MOB-modellen gir grunnlag for innsatsprioritering.

5.3 Følsomhetsindeksering av influensområdet

En kartlegging av følsomheten til de ulike strandtyper i et kystområdet gir informasjon som er viktig for utviklingen av verneplaner og for prioritering av områder i forbindelse med sanering etter akutt forurensning.

En måte å fremskaffe slik informasjon er ved å kartlegge de ulike strandtyper i et området, klassifisere og kartlegge kystlinjen ved hjelp av en følsomhetsindeks (ESI: Environmental Sensitivity Index). ESI-konseptet ble introdusert i slutten av 1970 årene (Gundlach & Hayes 1978b). I de senere år har kriteriene og metodene som benyttes i forbindelse med vurdering av følsomhet til strandsonehabitater og ressurser blitt videreutviklet og mer standardisert (Hayes et al. 1992, NOAA 1994, IMO/IPIECA 1996, Halls et al. 1997). ESI har nå blitt det viktigste instrument for planlegging og tiltak ved oljeforurensning i USA og en rekke andre land.

Nøkkelen til rangeringen er forståelsen av relasjonene mellom de ulike fysiske prosesser i habitatene som påvirker oljens oppførsel. Følsomhetsrangeringen (ESI ranking) baseres på:

1. Strandtype (form og substrat)
2. Eksponering for bølge- og tidevannsenergi
3. Generell biologisk produktivitet og følsomhet
4. Naturlige persistens av olje
5. Muligheter for sanering

(Naturlig persistens og muligheter for sanering av olje er i stor grad avhengig av en kombinasjon av substrat, eksponering og de biologiske ressurser i habitatet.)

Den internasjonalt brukte ESI rangering har 10 hovedklasser. ESI klassifiseringen har aldri blitt tilpasset norske forhold og tabellen nedenfor er bare et første forsøk på å plassere norske habitater i dette internasjonal systemet. Tabell 7 gir en kort beskrivelse av habitatene til hver følsomhetsklasse (Følsomhetsindeks eller FI) med en oppsummering de viktigste egenskaper knyttet til disse.

Praktiske kriterier for klassifisering av strand i ovennevnte 10 følsomhetsklasser er gitt i del 2 av denne håndboken, men de viktigste begrep og kriteria som brukes i dette arbeidet oppsummeres her:

Eksponering: Eksponering relateres her til vannets energi og hvordan denne påvirker påslag av olje, nedbrytning og den endelige naturlige fjerning av olje. Selv om bølgehøyde vanligvis er den viktigste komponent, spiller også tidevanns strømninger en rolle. Ved klassifisering av en kyststrekning ser en på energinivå i forhold til de generelle nivå i området. For dette formålet følgende eksponeringsklasser kan skilles:

- Eksponert: kystlinjen påvirkes av bølger høyere enn 1 m flere ganger årlig. (eksempel: kyst ut mot havet)
- Moderat eksponert: kystlinje beskyttet mot dønning og større havbølger. Bølger større en 50 cm er imidlertid vanlig. (eksempel: landvendte sider av øyer, fjorder)
- Beskyttet: Lite bølgepåvirkning. Bølger vanligvis under 50 cm (eksempel: fjordbotn, trange viker)

Helning: Gjennomsnittlig vinkel av stand mellom høyt- og lavvannsmerket. Helning påvirker hvordan bølgenergien fanges opp i fjæra. (bølgebrytning og -refleksjon, bølgeslagslengde, sedimentomrøring eller erosjon). Følgende helningsklasser brukes:

- Bratt: vinkel større enn 30 grader i snitt
- Moderat: mellom 5 og 30 graders vinkel
- Flat: inntil 5 grader vinkel i snitt.

Substrat type: Substratet klassifiseres etter de kriteria gitt i kap. 3.1. Det er viktig å holde formålet med klassifiseringen for øye i arbeidet Det er det visuelle inntrykket av substratets overflate som er avgjørende i følsomhetsklassifiseringen. Blandede sedimenter klassifiseres etter den dominerende kornstørrelsesfraksjon. Hvis området har blandet dekke av substrat er også målestokken til kartleggingen medbestemmende for klassifiseringen. Hvis det ikke er hensiktsmessig å kartlegge substratene enkeltvis på kartet må det gjøres en forenkling som ivaretar de mest følsomme elementer på den aktuelle kyststrekningen. Hvis den substrattypen som gir høyest følsomhetsindeks dekker mer enn 20% av arealet, vil hele arealet klassifiseres etter dette substrattype. De øvrige områder klassifiseres etter det dominerende substrat. Ved forekomster av blandet substart skal imidlertid den forholdsvisse fordelingen av disse angis på

kartleggingsskjemaet. For eksempel, et strand som dekkes for 70% av sand og for 30% av stein klassifiseres som steinstrand.

Iboende biologisk produktivitet og følsomhet: Dette begrepet refererer til den generelle produktivitet og følsomhet til den typiske flora og fauna som forekommer i kystområdet. En spesifikk kombinasjon av substart, form og andre miljøparametre gir et habitat med en typisk forekommende gruppe plante- og dyrearter og biomasse. Eksponerte, ytre kystområder har vanligvis få arter som er festet til hårde substrat, lav biomasse og med høy toleranse for ytre påkjenninger. Våtmarker har høy artsdiversitet og biomasse, og artene er ofte lite tolerant for ytre påvirkninger.

Mulighet for sanering: For hvert type habitat finnes det generelle praktiske muligheter og begrensinger for sanering. Noen substrat har dårlig bæreevne for tyngre utstyr, noen habitater er ikke bare følsomme for olje, men også for ulike saneringsmetoder.

Tabell 7: Følsomhetsindeks (FI) for ulike strandtyper, fra laveste (1) til høyeste (10) følsomhet for olje (basert på Gundlach & Hayes 1978b, modifisert av IPIECA 1991, Halls et al. 1997).

Følsom-hets-indeks	**Habitat beskrivelse**	**Oljens egenskaper og kommentarer**
1	Eksponerte bratte berg og odder (klipper), samt eksponerte vertikale menneskeskapte strukturer	Høy energi i bølger og tidevannsstrømmer holder mesteparten av oljen fra stranden. Substratet er ikke porøst og eventuell strandet olje fjernes raskt på naturlig vis. Olje vil imidlertid kunne samles over høyvannsmerket, utenfor områdene med høyest biologisk produksjon. Sanering er oftest ikke nødvendig.
2	Eksponerte skjær og svaberg	Som klasse 1 er denne strandtypen eksponert for bølger. Denne klassen har imidlertid en mindre bratt strandlinje, og av og til forekommer mindre ansamlinger av sediment høyest opp. Mesteparten av oljen fjernes naturlig i løpet av noen uker. Biologiske effekter kan være betydelige i tidevannsdammer. Sanering er ofte ikke nødvendig, unntatt fjerning av olje og tjæreballer ved høyvannsmerket i rekreasjonsområder eller ved forekomster av verdifulle biologiske ressurser.
3	Finkornete sandstrender	Minimal penetrering av olje ned i sedimentet, noe som letter mekanisk oppsamling dersom dette er nødvendig. Liten fare for at oljen begraves i sedimentet av deponeringsprosesser. Lav generell biologisk utnyttelse og forholdsvis rask restituering av bestand. Uten oppsamling kan oljen bli liggende i flere måneder. Lite fare for nedtrenging i substrater
4	Grovkornete sandstrender	Høyere følsomhetsklasse enn finkornete sandstrender fordi olje kan trenge lengre ned i substratet og fordi faren for at den blir begravet under sanden er større. Sanering kan være vanskeligere fordi utstyr kan blande oljen ned i sanden og fordi grov sand gir et mindre kompakt underlag. Ved moderat til lav bølgeeksponering kan oljen bli liggende i årevis. På mer eksponerte stender i flere måneder.
5	Blandede sand og steinstrender	Olje kan raskt trenge dypt ned i substratet. Sesongmessige endringer i bølgeeksponering og sedimentforflytting gjør at naturlig fjerning av olje kan gå langsomt. Lav biologisk aktivitet i sedimentet pga. rask uttørking ved lavvann. Ved moderat til lav bølgeeksponering vil oljen bli liggende i årevis. Dyp penetrering av olje gjør det vanskelig å sanere gjennom sedimentfjerning.

Følsom-hets-indeks	Habitat beskrivelse	Oljens egenskaper og kommentarer
6	Steinstrender og impermeable menneskeskapte strukturer (blokkmoloer, kystforsterkninger, fyllinger, osv.)	Olje kan raskt trenge dypt ned i substratet. Langsom naturlig fjerning av penetrert olje. Begrenset mulighet for at bølger omrører stein ned til den dybde som olje har penetrert. Lav biologisk aktivitet pga. sedimentets stabilitet og rask uttørking ved lavvann. Ved moderat til lav bølgeeksponering vil oljen bli liggende i årevis. Et fast asfaltdekke kan dannes dersom mye olje når stranden. Dyp penetrering av olje gjør det vanskelig å sanere gjennom sedimentfjerning. Fare for at sedimentfjerning fører til økt erosjon.
7	Eksponerte tidevannsflater	Sedimentet er mettet av vann, slik at olje i liten grad kan festes eller trenges ned i sedimentet. Olje blir imidlertid lett transportert videre langs overflaten og oppsamles ved høyvannsmerket. Høy biologisk produksjon med stor fare for signifikant negativ påvirkning. Sandbanker med høy mobilitet (f.eks. ved elvemunninger) kan pga. lavere biologisk aktivitet tildeles lavere følsomhetsindeks.
8	Beskyttet berggrunn, stein og impermeable menneskeskapte strukturer (murer, moloer, kaifront, o.l.)	Olje kan feste seg til ujevne steiner, ujevnt betong og andre ujevne harde substrat og fjernes meget langsomt pga. liten bølgepåvirkning. Olje kan bli liggende i årevis. Olje fester seg derimot dårlig til våte, glatte overflater. Sanering anbefales, særlig av oljeansamlinger i tidevannsdammer. Lav eksponering fører til at olje kan bli værende i årevis.
9	Beskyttede tidevanns-områder og strender med høyt organisk innhold	Stor biologisk aktivitet (diversitet, biomasse og produktivitet) kombinert med liten bølgeeksponering og mykt substrat gjør at tidevannsområdene er meget følsomme og vanskelig å renske. Oljen trenger imidlertid ikke lett ned i substratet grunnet lite kornstørrelse og vannmetning. Tidevannsområder og torvstrender har generelt sett dårlig bæreevne og forsøk på sanering mislykkes ofte og ender opp med at restitusjonstiden øker. Uten rensing vil olje bli liggende opp til flere år.
10	Strandeng og andre våtmarksområder	De mest følsomme habitater pga. tilstedeværelse av mange og verdifulle biologiske ressurser. Vanskelig å rense, stort skadepotensiale og lang resitusjonstid. Lav eksponering fører til at olje kan bli værende i årevis

Oppbrukket is og snødekte substrater klassifiseres som det underliggende substrat. Områdene vil imidlertid være vanskeligere å sanere og kan derfor gis høyere prioritet i en bekjempelsesfase. Fast is er mindre følsom for olje og vil oftest ikke direkte kunne klassifiseres som strand. Fast is vil i ESI systemet gis følsomhetsindeks 3. Skjellstrender klassifiseres som vanlige løsmassestrender, dvs. etter kornstørrelse på skjell og kalkfragmentene.

Når følsomhet til kystlinjen, klassifisert på denne måten, presenteres i et såkalt ESI-kart integreres tre typer informasjon:

1. Følsomhetsklassifisering: Strandtypene rangeres etter generell følsomhet, oljens persistens og vanskelighetsgrad i sanering som beskrevet ovenfor.
2. Biologiske ressurser: inkluderer oljesensitive dyr, habitater og sjeldne planter. Det fokuseres spesielt på kritiske forhold i habitatene som beite eller formeringsområder der individer kommer sammen i løpet av spesifikke perioder i løpet av året (eksempelvis sjøfugl kolonier, estuarier som er viktige for trekkende kystfugl, kaste-områder for marine pattedyr og gyteområder for fisk). Områder som er viktige for truede eller sjeldne

arter blir fokusert på, fordi slike områder er svært sårbare overfor olje, der resultatet kan være utrydding av store deler av en gitt bestand. I tillegg vurderes ressurser som utnyttes kommersielt eller som har en spesiell betydning for lokalbefolkningen.

3. Ressurser knyttet til menneskelig aktivitet: Spesifikke områder som har en tilført følsomhet og verdi ut fra deres bruk, slik som rekreasjonsområder, parker og reservat, ressursutnyttelsesområder (akvakultur, fiskerier, gruvedrift, vanninntak mm.) og kulturelle ressurser som for eksempel arkeologisk interessante områder.

De land som bruker ESI modellen utarbeider følsomhetskart som et ledd i beredskaps-planleggingen. I Norge brukes MOB modellen og slik følsomhetskartlegging vil først gjennomføres etter at en akuttsituasjon har intruffet.

5.4 Fare for re-mobilisering og sekundær forurensning

Vurderingen og gjennomføringen av beskyttelse og sanering av enten habitat eller spesifikke ressurser i forhold til oljeforurensning, må ta hensyn til både den første kontakten strandlinja har med olje, og muligheten for re-mobilisering av oljen som igjen kan føre til sekundær forurensning av samme eller andre områder.

Enhver kystlinje som har vært i kontakt med olje kan betraktes som en potensiell kilde for olje. Det er mange faktorer som påvirker sannsynligheten for at olje i substratet løsner eller kommer til overflata og den tilknyttede fare for sekundær forurensning andre områder utsettes for:

- mengde strandet olje
- oljetype
- grad av nedtrenging i sedimentet
- substratets fysiske egenskaper (glatt, ru, tørr eller våt)
- nærhet til omliggende områder
- tidevannsregime
- bølgepåvirkning
- lokale strømmer (styrke og retning)

Muligheten for at forurenset strand bli en kilde for sekundær forurensning må vurderes sammen med følsomheten til habitatet og de biologiske ressurser som er tilstede ved prioritering av områder og valg av saneringsmetode.

5.5 Prioriteringsmodell for sanering av strand

5.5.1 Bakgrunn

De to metoder for prioritering av kystområder beskrevet ovenfor er ganske ulike. Den ressursbaserte tilnærminger fokuserer på diskrete, identifiserbare ressurser er laget for å prioritere områder i bekjempelsesfasen. ESI tilnærmingen er laget for å prioritere forurensede

strandområder og velge metoder for sanering. Den gir ikke kvantitativ informasjon som kan benyttes i vurdering og prioritering av individuelle ressurser. Ingen av disse modeller tar hensyn til potensialet for remobilisering av strandet olje.

Nedenfor presenteres en fleksibel og anvendelig prosedyre for innsatsprioritering ved sanering og restaurering. Beslutningsmodellen er basert på en MOB prioritering av ressursene men muliggjør samtidig prioritering av kystlinjen i hele influensområdet ved å ta hensyn til substratets følsomhet for olje, potensialet for sekundær forurensning og omfang av forurensningen.

5.5.2 Utvikling av prioriteringssmodell

Prioriteringsmodellen inneholder fire styrende faktorer:

1. prioritering av følsomme ressurser (MOB faktor)
2. strandtypenes generelle følsomhet for olje (FI eller følsomhetsindeks)
3. potensialet for re-mobilisering og sekundær forurensning (RSF faktor)
4. Omfang av forurensningen

Disse beslutningsstyrende elementer er komplementære og medfører ikke parallelle eller konkurrerende aktiviteter.

MOB vurderingen har størst påvirkningskraft i modellen, men det første trinnet i prosessen er en rangering av kyststrekninger ved hjelp av ESI modellen. En hver fullstendig beslutningsmodell krever at hele kystlinjen i influensområdet er vurdert, selv om det ikke forekommer sårbare biologiske ressurser i området. Etter at forurensningen har truffet land, vil dessuten aktivitetene skifte fra vern til sanering. Det er derfor viktig å bruke en første tilnærming basert på substrattype, både for valg av metode i saneringsarbeidet og for prioritering.

Dersom en MOB analyse ikke påviser prioriterte følsomme ressurser i det vurderte området og det ikke er fare for re-mobilisering av olje, vil følsomhetsindeksering (ESI) gi den endelige prioritering for sanering av strandlinjen. Men, områder med ressurser prioritert gjennom en MOB-analyse kan gis høyere prioritet. Det samme gjelder hvis det er signifikante sjanser for at strandet olje i et område kan bli en forurensningskilde for andre områder. Områder som endre opp i samme prioritetsklasse rangeres til slutt etter hvor stort omfanget forurensningen har. Enhver modifisering/justering kan imidlertid kun øke prioritet i forhold til rangeringen etter de andre metoder.

Modellen rangerer kyststrekninger i tre prioriterte handlingsklasser. I områder som gis Prioritet 1 må sanereringsarbeid iverksettes umiddelbart. Områder med Prioritet 2 skal saneres, men etter at tiltak i områder med Prioritet 1 er satt igang/utført. I områder med Prioritet 3 er sanering ikke alltid nødvendig. Her kan, basert på fysiske faktorer, naturlig nedbryting være det beste alternativ.

Uansett kan andre hensyn (estetiske, politiske, tekniske eller økonomiske), kan gå i favør av en sanering av områder med lav prioritet eller endre på prioriteringsrekkefølgen (se kapittel 5.6 og 5.7).

5.5.3 Bruk av prioriteringsmodellen

Modellen har følgende trinn (se også Figur 5 nedenfor):

1. Omfanget til (det potensielle) influensområdet bestemmes (se kap. 9.2)
2. Følsomhet til influensområdet kartlegges og klassifiseres (Følsomhetsindeks, Kap. 5.3)

   Første data kilde ved følsomhetskartlegging er en serie av kystkart for oljevernberedskap, publisert av SINTEF/IKU (f.eks. Hoddø et al. 1984; Klokk et al. 1984; Tømmerås et al. 1985; 1986), som illustrerer de forskjellige strandtyper langs hele norske kysten. Kystkartene ligner på ESI-kart i at næringsinteresser, dyreliv og naturområder er avmerket. De syv strandtypene som kysten er klassifisert i, er imidlertid ikke rangert etter følsomhet og informasjon om eksponering for energi, o.l. er heller ikke direkte inkludert. Omgjøring av strandkategoriene gjengitt på disse kart til følsomhetsindekser krever tilleggsdata som må innsamles fra andre kilder eller gjennom en feltinnsamling. Som første tilnærming kan følgende konverteringstabell (Tabell 8) brukes:

Tabell 8: Sannsynlig konvertering av strandtyper (SINTEF/IKU klassifisering) til følsomhetskategorier (slik definert i denne håndboken)

SINTEF/IKU strandtype	**Sannsynlig følsomhetsindeks**	**Kommentar**
Klippestrand	1, 2 eller 8	Helning og eksponeringsgrad er avgjørende for endelig plassering
Sva	2 eller 8	Helning og eksponeringsgrad er avgjørende for endelig plassering
Blokkstrand	6 eller 8	Blokkstørrelse, opprinnelse og eksponering er avgjørende for endelig plassering
Steinstrand	5, 6, eller 8	Innslag av mer finkornete sedimenter, og eksponering er avgjørende for endelig plassering
Sandstrand	3, 4, 5, 7, eller 9	Kornstørrelse og eksponering er avgjørende for endelig plassering
Leirstrand	7, 9 eller 10	Eksponering og grad av tilstedeværelse av vegetasjon er avgjørende for endelig plassering
Sanddyne	Ikke følsomhets-indeks. (klassifiseres evt som sandstrand med følsomhets-indeks 3 eller 4)	Sanddyner er vindavsetninger og ligger i utgangspunktet høyt over høyvannsmerket og berøres derfor ikke direkte av forurensningen. De klassifiseres ikke som strandtyper. De kan imidlertid være relevant i saneringssammenheng ettersom de kan begrense tilgang til de nedenforliggende områder eller bli skadet av mannskap og utstyr som transporteres gjennom.

3. Følsomhetsindekser omregnes til prioriteringsklasser.

   I forbindelse med prioritering av tiltak er det vanskelig å håndtere så mange som 10 prioriteringsklasser. Det er mer hensiktsmessig å dele følsomhetsindeksene i tre grupper (Tabell 5). De er: strandtyper som er relativt strekt eksponert for bølgeenergi (FI 1-3), strand hvor oljepåvirkning kan være signifikant, men som er moderat eksponert for bølger (FI 4-7) og strandtyper som er beskyttet for bølgeenergi og hvor olje kan bli liggende i lang tid (FI 8-10). De ti følsomhetsindekser omregnes derfor til 3 prioriterte handlingsklasser (se kap. 5.5.2) ved å bruke følgende omgjøringstabell (Tabell 9):

Tabell 9: Omregning fra følsomhetsindeks til prioritetsklasse

Følsomhetsindeks	**Minimum prioritet**
FI = 8, 9, 10	Prioritet = 1
FI = 4, 5, 6, 7	Prioritet = 2
FI = 1, 2, 3	Prioritet = 3

4. Prioritering av særlig verneverdige ressurser.

   Hvis en MOB-kategori er bestemt for en ressurs i et gitt område, så kan denne faktoren overstyre prioriteringen basert på Habitatindekseringen. I områder der signifikante ressurser med en samfunnsverdi eksisterer, skal vurderingen av disse rangeres som viktigere sammenlignet med områder som mangler en definert ressurs. Følgende prioritet gis til områder der ressurser er tilstede (Tabell 10):

Tabell 10: Modifisering av prioritetsklasse basert på resultat fra MOB analyse

MOB kategori	**Effekt på prioritering**
A, B	Prioritet 1, uavhengig av strandtype/følsomhetsindeks
C,D	Minimum Prioritet 2. Området kan ha Prioritet 1 pga. særlig følsom strandtype (Jfr. trinn 3)
E	Prioritet kun basert på strandtype (Jfr. trinn 3)

5. Vurdering av potensialet av området som kilde for sekundær forurensning

   Områder som er en potensiell og signifikant kilde for sekundær forurensning av omliggende områder (spesielt når disse faller inn under de høyeste MOB eller følsomhetskategorier prioriteres høyere enn MOB og følsomhetsindeks alene tilsier.

6. Rangering er områder med lik saneringsprioritet etter forurensningsgrad

   Områder som etter ovenstående modell gis likt prioritet for sanering rangers innbyrdes etter hvor stor dekningsgrad forurensningen har. En måte å klassifisere forurensningsgraden er vist i Tabell 11. Områdene med høyere dekningsgrad av olje saneres før de med lavere dekningsgrad.

Tabell 11: Klassifisering av forurensningsgrad på strand (etter Environment Canada, 1992 og Owens et al. 1994)

Gjennomsnittlig lagtykkelse	Dekningsgrad av forurensningen			
	<1% (spor)	1-10% (sporadisk)	11-50% (flekkvis)	50-100% (oppbrudd eller hel-dekkende)
Tykt lag (>10 mm) eller oljedammer	Lav	Moderat	Høy	Høy
Middels tykt lag (1 – 10 mm)	Lav	Moderat	Høy	Høy
Tynt lag (0.1-1 mm)	Meget lav	Lav	Moderat	Moderat
Meget tynt lag eller film (<0.1mm)	Meget lav	Meget lav	Lav	Lav

Modellen resulterer i at hele kyststrekningen i influensområdet deles opp i homogene segmenter og hver av disse rangeres i tre prioriterte handlingsklasser. Som beskrevet i de to neste seksjoner kan imidlertid også andre faktorer (politiske, estetiske, økonomiske og tekniske hensyn, samt værforhold) påvirke den endelige prioriteringen slik at den går i favør av sanering av områder med lavere prioritet.

Figur 5: Flytdiagram for prioritering av ved sanering av strandområder

5.6 Miljøpolitiske føringer

Til enhver tid vil det være visse gjeldende signaler og føringer fra Stortinget og regjeringen som skal legges til grunn for samfunnets prioriteringer. Miljøpolitiske føringer vil komme i form av rundskriv, stortingsmeldinger, stortingsproposisjoner, rikspolitiske retningslinjer med mer. Regjeringen offentliggjør årlig hvilke miljøområder som skal prioriteres. Dette er signaler til befolkningen generelt, men ikke minst til kommunene gjennom deres arealforvaltning. I oljevernberedskapssammenheng og aksjoner mot oljeforurensning må disse miljøpolitiske føringen legges til grunn for prioriteringer.

Etter Rio-konferansen om miljø og utvikling i 1992 er det staket ut felles internasjonale satsingsområder innen miljø. Biologisk mangfold er et av de områder det er satt stor fokus på. Mange av kyst- og strandområdene våre har stor verdi og det vil være riktig å ta spesielt hensyn til det.

Det vil bli tatt overordnede avgjørelser om prioritering av visse strandområder som ikke er helt i samsvar med den prioriteringen som fremkommer gjennom bruk av modellen. Det kan for eksempel være politisk ønskelig å sette i gang saneringstiltak i områder som har stor selvrensingskapasitet, som er lite følsom for olje, eller hvor miljøkonsekvensene av tiltak er større enn følgene av oljeforurensningen i seg selv. Press fra media og lokalbefolkning gjør at også estetiske betraktninger kan danne grunnlag for tiltak.

Økonomiske vurderinger kan dessuten legge føringer på de tiltak som settes i gang.

5.7 Tekniske og miljømessige forhold.

Ved prioritering av områder for sanering, vil valg av metode være avhengig av tilgjengelig utstyr og hvilket miljø man skal operere i. Ved valg av utstyr og område for sanering på gitte tidspunkt må det tas hensyn til at ikke alle områder er like velegnet for sanering til enhver tid. For eksempel bør saneringen utsettes under forhold med grov og høy sjø. På slike dager vil det være riktig å prioritere rensing av områder som er beskyttet mot bølger.

Videre vil tilgjengelighet på utstyr kunne styre hvilke områder som saneres først. Er det utstyrsmangel for å sanere en høyt prioritert strandlinje, mens det finnes utstyr tilgjengelig for sanering av et havneområde, må tiden utnyttes i lavere prioriterte områder inntil det relevante utstyret har ankommet.

6. Metoder for sanering og restaurering av forurenset strand

I dette kapitlet vil det bli diskutert hvilke metoder som er tilgjengelige for å rense opp strandet forurensning. I kapitel 7 vil disse strategiene og metodene for sanering og restaurering bli diskutert for ulike strandtyper.

Begrepet sanering blir brukt for oppsamling av forurensning som har kommet i kontakt med stranden. Det kan være vanskelig å definere overgangen mellom bekjempelse og sanering i og med at forurensningen kan flyte mellom steinene på en strand. I slike tilfeller vil det være viktig å reagere raskt for å hindre forurensningen fra å drive ut med neste tidevann slik at den forurenser nye steder. Tiltak mot slik remobilisering av olje beskrives ikke i denne håndboken

Begrepet sanering ble tidligere ofte delt opp i grovsanering og finsanering. Finsaneringen er det arbeid som settes inn etter at det meste av oljemengdene er fjernet (grovsanering). I håndboken vil kun betegnelsen sanering bli brukt, da de to faser har en glidende overgang, samt at sanering er dekkende for den prosess som skjer ved opprydning.

Saneringsarbeidet er avhengig av en rekke støttetjenester som:

- transport
- mellomlagring
- disponering av oppsamlet masse
- overvåking

Disse oppgavene er beskrevet i senere kapitler.

Valg av metode for sanering vil ha innflytelse på de støttetjenestene som er nevnt over. Det er derfor viktig å vurdere kapasiteten til støtteapparatet for iverksetting av mulige tiltak.

Restaurering brukes om det arbeidet som i enkelte tilfeller blir igangsatt for å tilbakeføre det berørte området til sin "opprinnelige tilstand". Behovet for restaurering bestemmes vanligvis av bruken og verdien av det forurensede området.

6.1 Sanering av forurensning i strandsonen

Sanering i strandsonen settes inn når den akutte forurensningsfaren er over. Det betyr at det ofte er noe mer tid til kartlegging av omfanget av det forurensede området og planlegging av tiltak. Imidlertid kan tiden også være viktig, for eksempel ved sanering i områder som brukes til hekking, rasting eller overvintring for fugl.

Saneringsmetodene deles inn i tre hovedgrupper:

1. Selvrensing
2. Fysiske metoder
3. Kjemiske og biologiske metoder

Ved vurdering av hvilken metode som skal velges, må metodens mulighet til å lykkes i å fjerne forurensningen tas i betraktning. Forhold som vannløselighet, viskositet, festeevne til underlaget og liknende vil spille en rolle ved valg av metode.

Metodens miljøskånsomhet skal vurderes før det blir tatt et valg (netto miljøgevinst analyse). Er det spesielt følsomme og bevaringsverdige økosystemer, skal det fortrinnsvis ikke benyttes

metoder som er ødeleggende for dette miljøet. Resultater og miljøeffekter av saneringstiltak er i stor grad avhengig av hvordan de enkelte oppgavene blir utført, dvs. Erfaring, motivasjon og enkeltinnsats hos mannskapet som foretar saneringsarbeidet.

De fleste metodene som beskrives under kan anvendes hele året. For enkelte metoder er det angitt når de bør/ikke bør brukes. Generelt vil kulde og isdannelse være faktorer som må være med i vurderingen av tiltaket.

Alle tiltak som beskrives kan brukes av de fleste etter en kort introduksjon. Det må imidlertid en viss opplæring til for å forstå hva som er viktig å gjøre og overvåke når utstyret anvendes mot forurensning på stranden.

6.1.1 Selvrensing

I visse tilfeller vil det forurensede området ikke bli sanert (nulltiltak). Oljen eller annen forurensning vil bli liggende til den etterhvert forsvinner av seg selv. Selvrensingen skjer ved forvitring, biologisk nedbrytning og ved at bølger vasker bort forurensningen fra kystlinjen. Forurensningen eller nedbrytingsproduktene vil da ende opp i vannmassene i svært tynn konsentrasjon. Det er ikke forventet at slike konsentrasjoner vil kunne ha en skadelig påvirkning på livet i fjæra. Metoden er spesielt aktuell for de ytre deler av kysten som er mye eksponert for bølger og strøm. Metoden kan anvendes på alle kyst- og strandtyper. På eksponerte sandstrender i ytre strøk (Lista, Jæren) vil erosjon sørge for selvrensing, mens på svaberg vil bølgeeksponeringen vaske vekk forurensningen.

6.1.2 Fysiske metoder

Forurensningen kan fjernes mekanisk eller manuelt ved hjelp av en rekke fysiske metoder. Nedenfor diskuteres:

- overskylling
- spyling med vann eller sand
- manuell oppsamling av olje
- fjerning av forurenset substrat
- bruk av enkle skimmere og vakuumsuging
- påføring av absorberingsmidler
- fjerning av vegetasjon

6.1.2.1 Overskylling

Metoden anvendes best på strand hvor oljen ikke fester seg eller trenger ned i substratet, som f.eks. på silt- og leirstrender.

Ved overskylling blir den forurensede flaten påført store mengder vann ved lavt trykk. Et alternativ til vann er bruke av et kjemikalie (strandrensemiddel) som ikke fester seg til grunnen under. Oljen vil så flyte opp og renne ut mot vannkanten hvor den fanges opp av lenser. Hvis det ikke er mye strøm og bølger, er det best å bruke absorberende lenser for oppsamlingen av oljen. Alternativt kan det brukes skimmere.

Overskylling kan benyttes mot alle typer forurensninger så lenge forurensningen ikke trekker ned i grunnen før overskyllingen blir utført. Dette betyr at den er best anvendelig på middels tunge og tunge oljer.

Overskylling med vann er i seg selv meget enkelt og skånsom for miljøet. Der bæreevnen til stranda er dårlig, vil imidlertid transport av personell og utstyr både kunne være problematisk for gjennomføring av tiltaket, og medføre skader på selve stranden og dets miljø.

Overskylling kan også medføre fysiske forstyrrelser av habitater ettersom også sediment og biota kan bli skylt nedover. Utilstrekkelig oppfang av utspylt oljeforurenset materiale kan medføre sekundær forurensning av grunne sjøområder eller føre til at bunnfaunasamfunn blir begravet under tilført materiale.

For å unngå slike problemer foregår overskylling av de lavere tidevannsflater på fjæra sjø mens de høyereliggende våtmarksområder skylles ved høy-vann.

6.1.2.2 Spyling

Spyling kan innebære en variasjon av vanntemperatur, -trykk, -kilde, osv. De mest relevante spylemetoder er:

- spyling med kaldt vann og lavt trykk
- spyling med kaldt vann og høyt trykk
- spyling med temperert vann og lavt trykk
- spyling med temperert vann og høyt trykk
- dampspyling
- sandblåsing (uten vann)

Ved valg av spylemetode må det tas hensyn til de skader spylemetoden kan påføre miljøet. Spyling med trykk kan føre til at oljen presses dypere ned i sedimenter og metoden bør derfor primært brukes på fast underlag. Som ved bruk av overskylling, er det viktig å sørge for oppsamling av oljen som spyles ut. Det bør legges lense i sjøen for å hindre spredning av den utspylte oljen. Den utspylte forurensningen kan samles opp med absorbsjonsmidler, absorberende lense eller lense kombinert med skimmer/slamsuger. Oppsamlingsmetoden som velges må tilpasses kystlinjen, bølgeaktivitet og fremkommelighet for forskjellig typer utstyr.

Den mest miljøvennlige spylemetoden vil være lavt trykk og lav temperatur. Dette vil imidlertid bare være effektivt mot lette oljer som ikke fester seg hardt mot underlaget. Tyngre oljer vil trenge mer trykk og høyere temperatur. Høyere trykk og temperatur medfører imidlertid fysiske skader på fastsittende organismer og bør derfor unngås på naturlige substrater og i områder med mye vegetasjon eller dyr. Trykkspyling bør heller ikke utføres ved lavvann der det er fare for at oljeforurenset vann blir transportert til følsomme lavereliggende habitater. Sandblåsning er en meget effektiv metode, men den er lite skånsom mot miljøet. Sandblåsning dreper alle organismer som berøres. I tillegg vil oljeforurenset sand være vanskeligere å fange opp i sjøen, og metoden kan derfor lett føre til sekundær forurensning andre steder. Sandblåsning anvendes derfor svært sjeldent.

Ved rensing av svaberg og klippekyst er *høytrykkspyling* et godt alternativ. Høytrykkspyling kan også brukes på steinstrender. På menneskeskapte konstruksjoner som moloer og kaianlegg vil både høytrykkspyling og eventuelt sandblåsing kunne benyttes.

På strender med sand, leire og silt som substrat skal ikke høytrykkspyling anvendes, da det vil kunne presse oljen ned i substratet. Dersom spyling skal utføres på denne type strender skal det kun brukes kaldt vann og lavt trykk.

Erfaringene med omfattende bruk av trykkspyling etter Exxon Valdez utslippet i Alaska er svært blandet. Årsaken til dette var sannsynligvis en kombinasjon av varierende forurensningsgrad, rensetidspunkt og innsats. Spyling av strendene pågikk i et halvt år etter forurensningen, og svært mange strender måtte gjennom gjentatte runder med vask før faren for videre spredning av oljen ble ansett som over. Graden av renhet varierte og ofte fantes det rester av forvitret olje på sider og under steiner. Avspylt olje ble forsøkt fanget opp i lenser utenfor strandsonen, men dette systemet var ikke fullt ut effektivt, selv ikke i stille viker uten bølgepågang (Christie et al. 1990).

6.1.2.3 Manuell rensing

Manuell opptak av forurensningen er ofte den første metoden som settes inn ved strand-sanering. Metoden er anvendelig mot alle typer olje og aktuell på alle typer strender, så sant de er tilgjengelige.

Forurensningen i fjæra vil kunne ligge mellom rullesteiner, i små pytter o.l., ofte sammen med tilgriset tang/tare, plast og drivved. Alt dette samles sammen med spader, greip, raker og annet utstyr, og tømmes i poser. Ve valg av posen bør en ta hensyn til etterbehandling av det oljeholdige avfallet. Dersom avfallet ønskes behandlet i kompost er valg av plastsekker til oppsamling lite egnet. Posene skal ikke fylles opp mer enn at en person lett bærer posen (max 10-15 kg). Posene plasseres utenfor rekkevidde av tidevann og bølger, og slik at det er mulig å få dem fraktet bort på enklest mulig måte for mellomlagring og behandling. Avhengig av transportmetoden, vil det også være aktuelt å plassere ut containere som posene kan lastes opp i.

Manuell rensing medfører mye bevegelser av mennesker og utstyr. Der det er sårbare strandmiljøer vil dette kunne være en belastning. Det må følgelig bli gjort avveininger mellom nytte og skadepotensiale ved å gå inn i slike sensitive miljø.

6.1.2.4 Substratfjerning

Forurensningen på løsmassestrender kan fjernes ved å ta opp det forurensede topplaget. Valget mellom manuell og maskinell fjerning vil blant annet være avhengig av om det er mulig å føre maskinelt utstyr frem til stedet, samt strandens størrelse og bæreevne.

Substratfjerning med veiskraper og frontlastere er en effektiv, men lite selektiv rensemetode. Den gir store mengder sand og tang/tare sammen med oljen som må behandles videre. Manuell fjerning av substrat (spader) er vesentlig mer ressurskrevende, men andelen olje i sanden som tas opp vil være mye større enn ved maskinell rensing.

Fjerning av forurensede sedimenter fører til en påvirkning av alle organismer som er til stede i området. Bunndyr kan bli fjernet med topplaget, mens støy ved bruk og transport av utstyr inn og ut av det aktuelle området kan medføre forstyrrelser for det øvrige dyrelivet.

I områder med lav bæreevne vil bruk av tungt utstyr etterlate spor etter seg. Det er også fare for at forurensning trekkes ned i substratet.

Metoden er brukbar mot lette, middels og tunge oljer. Det må imidlertid tas hensyn til forurensningens evne til å trenge ned i substratet. Lette oljer vil trenge lenger ned i stranden, noe som medfører at større mengder substrat må fjernes.

I perioden etter at overflatelaget er fjernet, og før disse blir tilbakeført/erstattet, kan ustabile strandforhold oppstå. Fjerning av substrat er derfor en metode som anbefales brukt på ikke-eroderende sandstrender.

6.1.2.5 Skimming og vakuumsuging (slamsuging)

Skimmere og vakuumsugere (slamsugere) brukes for å ta opp olje som spyles ut fra stranden etter f.eks. overskylling eller trykkspyling. I tillegg kan vakuumsugere brukes sammen med spader og greip, ved oppsamling av olje mellom rullesteiner og i små pytter. Også tykke oljelag på stranden kan tas opp med valkuumsuger.

Vakuumsuging er skånsom mot strandmiljøet dersom den blir utført på riktig måte. Et problem med metodene er at bruk av sugeutstyret krever gode adkomstmuligheter.

Forurensningens viskositet spiller en vesentlig rolle ved valg av utstyr. Vakuumsugere kan brukes for oppsamling av både lette og tunge oljer. Hvis oljen blir for tykk, kan innblanding med vann hjelpe på for å få suget opp oljen. Vakuumsuging er en effektiv metode, men det vil ofte bli samlet opp mye vann (spesielt ved opptak av tynne oljer).

Også effektiviteten av skimmere bestemmes av forurensningens viskositet. Figur 6 viser i hvilket viskositetsområde de forskjellige typer skimmere kan anvendes. Lensens evne til å holde på oljen vanligvis stiger ved økende viskositet (såfremt oljen ikke synker).

Figur 6: Viskositet vs. effektivitet til lenser og skimmere.

6.1.2.6 Påføring av absorberingsmidler

I strandsaneringsterminologi brukes begrepet absorberingsmiddel om både ad- og absorberingsmidler. Det finnes flere absorberingsmidler, både naturlige og kunstige, med svært ulike egenskaper. Torv, sammen med lav, er et av de beste naturlige absorbenter men finner. (Torv absorberer inntil 5 kg olje/kg tørr torv.) Andre naturlige absorbenter er behandlet bark, kalk og vulkansk stein. Spesialprodukter av plantefiber, polypropylen og polyetylen kan også være meget anvendelige. Det mest vanlige absorberingsmidlet i bruk i Norge er imidlertid bark.

Metoden er godt anvendelig (og nødvendig) på de fleste strandtyper. I de fleste tilfeller vil påføring av absorberingsmidler være et supplement til andre metoder, og metoden blir oftest brukt i de seneste faser av saneringen.

For at metoden skal fungere, er det nødvendig å blande absorberingsmidlet inn i forurensningen. Metoden har en begrensing ved bruk mot tunge, høyviskose oljer. Lette og middels tunge oljer vil vanligvis være mulige å blande med absorberingsmidlet. Midlet kan påføres manuelt ved å strø på fra poser. Det må da arbeides inn i oljen (med koster og lignende) for å kunne ha full funksjon. Det er også utviklet metoder for maskinell påføring av absorberingsmiddel ved hjelp av trykkluft. Påføringstrykket er vanligvis tilstrekkelig for å oppnå god kontakt med forurensningen.

Etter at forurensningen er trukket inn i absorberingsmidlet, bør dette samles opp. Oppsamlingen kan være manuell eller mekanisk. Ved manuell oppsamling blir absorberingsmidlet ofte feiet ut mot sjøen. Der samles det opp med lenser og vakuumsuger. En annen måte kan være å spa absorberingsmidlet opp i sekker direkte fra stranden. Det er

også utviklet spesielt utstyr (vakuumsugere) for maskinell oppsamling av absorberingsmidler direkte fra strand.

I områder hvor forurensningen har trengt inn mellom sårbar vegetasjon, kan det være aktuelt å tilføre nedbrytbare absorberingsmidler uten andre tiltak. Bruk av absorberingsmidler er en metode som er skånsom for strandmiljøet.

Selv om forurensningen i stor grad fester seg til absorberingsmidlet, vil det ligge igjen et tynt lag av forurensningen på stranden. Tykkelsen av det gjenværende forurensningslaget vil være avhengig av forurensningens viskositet, eventuelt grad av emulsjonsdannelse og absorbsjonsegenskaper.

6.1.2.7 Fjerning av vegetasjon

Der olje har festet seg i vegetasjon kan det være aktuelt å kutte og fjerne forurenset vegetasjon. Dette vil være et aktuelt tiltak for forurenset tang hvis bølgene kan slå forurensningen på land ved flo sjø. Fjerning av forurenset vegetasjon må skje manuelt med sigd, ljå, greip, kniv eller spader. Oppsamlet material lagres i plastposer.

Dersom fjerning av vegetasjon på land utføres i vinterhalvåret, vil plantene normalt overleve. Det er imidlertid viktig at plantene skjæres og ikke rykkes opp med rota. Fjerning av plantedeler i sommerhalvåret (vekstperioden) kan gi negative konsekvenser for plante-samfunn. Dette gjelder spesielt ettårige planter hvor formering er avhengig av frøsetting. Metoden skal derfor kun benyttes dersom ikke mindre destruktive metoder kan anvendes.

Fjerning av vegetasjon vil kunne berøre/ødelegge viktige leveområder for fugler og andre dyr. Beskyttede områder vil som regel restitueres i løpet av to år. I områder med beitepress eller mye tråkk vil restaureringen ta mye lenger tid. På eksponerte strandområder er det risiko for at vegetasjonen ikke re-etableres pga. erosjon.

Metoden anbefales kun brukt når risikoen for at oljeforurenset vegetasjon vil skade dyrelivet er større enn verdien av vegetasjonen som skal fjernes. Der oljen har tilgriset spesielt sårbare og sjelden vegetasjon, bør nulltiltak vurderes. Biologisk sakkyndige vil kunne gi råd om hvilke tiltak som er aktuelle.

Det kan også være aktuelt å fjærne forurenset tang dersom bølgene kan føre denne forurensningen på land ved flo sjø.

6.1.3 Kjemiske og biologiske metoder

Kjemiske og biologiske saneringstiltak kan tas i bruk i tillegg til, eller isteden for, de fysiske tiltak som er diskutert ovenfor. Kjemiske midler vil i Norge i all hovedsak bety bruk av strandrensemidler. Dette er en type dispergeringsmidler som er tilpasset vasking av strand. Også bruk av herdemidler og brenning, samt bioremediering diskuteres i dette avsnittet.

6.1.3.1 Bruk av strandrensemidler

Strandrensemidler brukes i hovedsak på strender der forurensningen ikke lar seg spyle vekk pga. høy viskositet og god feste til underlaget. Strandrensemidler dispergerer oljen og fører til

at fastsittende forurensning lettere oppløser seg i vann og slipper underlaget. Rensemidlet kan påføres ved hjelp av enkelt sprøyteutstyr som bæres på ryggen eller med høytrykksspyler. Det er nødvendig å bruke spyling for å fjerne forurensningen hvis det da ikke påføres sammen med høytrykksvannn.

Forurensning som spyles ut på denne måten kan være vanskelig å samle opp fordi den dispergerte oljen vil løses i sjøen. Det som ikke løser seg i vann vil ikke feste seg til en skimmer ettersom dispergeringsmidlet vil hindre dette. Eventuell flytende forurensning samles opp med vakuumsuger eller overløpsskimmer.

Strandrensemidler brukes i all hovedsak mot forurensning som har forvitret lenge og blitt "hard", slik at den ikke lar seg vaske bort med andre mer miljøvennlige metoder.

Rensemidlene bør ikke brukes på substrater som er porøse fordi midlet og forurensningen lett vil kunne trenge med i substratet (Fingas et al. 1979).

Bruken av strandrensemidler er underlagt restriksjoner som er nedfelt i forskrift administrert av SFT.

6.1.3.2 Herding

En annen kjemisk metode som av og til brukes ved oljesanering er bruk av herdere. Dette er kjemikalier som når blandet med forurensningen gir høy viskositet. Dette vil hindre videre spredning og nedtrenging av oljen, og gjøre det lettere å samle den opp med spader og gravemaskiner. Olje som er behandlet med herder er også lettere å holde på i en oljelense. En ulempe med bruk av herdere er at det er bruk for store mengder (1:1, eller mer herder enn olje) for at metoden skal fungere.

En annen ulempe ved bruk av herdere er at de gjør oljen seigere og mer klebrig. Den fester seg dermed lettere til vegetasjon og dyr, noe som gir økte fysiske skader. Dersom olje behandlet med herdere blir liggene i sprekker og nedsenkninger, kan dette også føre til en seinere nedbrytning.

Herdere bør ikke brukes på områder med mye vegetasjon eller i områder hvor fugl og annet dyreliv ikke kan stenges ute.

Herdere brukes fortrinnsvis på lette og middels tunge oljer som flyter på vann. Det har ingen hensikt å bruke herdere mot olje som allerede er bundet i et absorberingsmiddel.

Metoden blir ikke mye brukt i Norge.

6.1.3.3 Brenning

Olje som har drevet en tid på sjøen mister sine flyktige (brennbare) komponenter og kan ha tatt opp betydelige mengder med vann (emulsjon). Dette vil redusere oljens brennbarhet. Ofte tilsettes forurensningen parafin/diesel og/eller halm for å øke brennbarheten. Som regel vil det imidlertid føre til at tilsetningsmidlet brenner opp mens den forvitrede oljen bare brenner delvis. Etter brenning vil det vanligvis bli igjen en rest som kan være vanskelig å fjerne. Brenning gir røkutvikling som kan være sjenerende for omgivelsene.

Skal metoden prøves bør det være på fersk olje, helst uten for mye tynge komponenter. På grunn av de negative miljøeffektene vil det være nødvendig å kontakte miljøvernmyndighetene før brenning prøves.

I enkelte tilfeller kan brenning være et anvendbart tiltak som kommer best ut i en netto miljøgevinst analyse. Særlig vil dette være tilfellet i islagte områder og når tiden er kritisk faktor.

6.1.3.4 Bioremediering

All olje vil utsettes for biologisk nedbrytning når den flyter på vann eller er strandet. I prosessen oksiderer bakterier hydrokarboner og omgjør disse til karbondioksid og vann. Hastigheten på denne nedbrytningen er begrenset av tilgang på oksygen, fuktighet og næringsstoffer. Nedbrytningsraten reduseres ved redusert temperatur.

Bioremediering er en teknikk som brukes for å øke hastigheten på denne biologiske nedbrytningen. Dette kan gjøres ved å tilsette næringstoffer (nitrogen og fosfor) til forurenset strand for å akselerere den biologiske nedbrytningen av olje. Nedbrytingen kan også økes ved å øke oksygentilgangen.

Bioremediering brukes vanligvis som siste saneringstiltak eller på steder hvor andre saneringsformer ikke er anvendbare. Der det er større mengder olje anbefales det at andre metoder brukes først for å fjerne de største oljemengdene.

Mikrober som bryter ned hydrokarboner finnes i naturen. Det er derfor vanligvis ikke nødvendig å tilføre bakterier for å få prosessen igang. Tilførsel av bakterier som ikke er tilpasset det aktuelle miljøet anbefales ikke.

Vanligvis er det tilgangen på næringsstoffer og surstoff som er den begrensende faktor. Gjødsling bør ikke brukes i områder med grunt vann eller liten vannsirkulasjon. I slike områder er det risiko for oksygenmangel som en følge av overgjødsling. Når næringstoffene tilføres må det derfor gjøres slik at minst mulig vil renne bort.

For å øke nedbrytingen kan olje harves ned i strandmaterialet. Harving øker overflatearealet og tilgang på surstoff. Under harving kan det gjødsles for å oppnå raskere biologisk nedbrytning. Metoden anbefales primært brukt på områder som er forurenset med lave oljemengder, og særlig i områder som har lav bruksverdi og/eller lav biologisk verdi. Nedblandingen av olje i sedimentene kan føre til økt oljeeksponering for sedimentlevende organismer. Metoden anbefales ikke brukt i, eller ved, områder som er viktige for gyting, høsting av skjell eller for hekking fugl, da sedimentene kan "lekke" olje over en lang tidsperiode. Harving forstyrrer strandoverflaten og kan derfor midlertidig føre til økt erosjon.

Data fra Canada (Canadian Coast Guard, 1995) indikerer at miljøskadene er neglisjerbare ved forsiktig bruk. I de tilfeller det tilsettes næringsstoffer på strand i områder med liten vannutskifting, kan det imidlertid være en viss fare for algeblomstring. Ved bioremedieringsforsøk gjort i Alaska (NOAA, 1992) var oksygen konsentrasjonene ikke en begrensende faktor for nedbrytningen. Det ble heller ikke registrert miljøskader eller oppblomstring av alger i sjøen nær behandlingsstedet.

Bioremediering må kun tas i bruk etter rådslagning med fagfolk og avklaring med miljøvernmyndighetene.

6.2 Restaurering

Når saneringen er avsluttet kan det i enkelte tilfeller være aktuelt å foreta en restaurering av området som har vært utsatt for oljeforurensningen. Restaurering kan være nødvendig for å forhindre erosjon eller for å gjenopprette landskapets opprinnelige utseende (sletting av spor).

I hovedsak brukes følgende tre restaureringsteknikker:

- erstatning eller tilbakeføring av fjernet strand materiale
- stabilisering av sanddyner
- re-vegetering

6.2.1 Erstatning/tilbakeføring av fjernet strandmateriale

Bruk av tungt utstyr og fjerning av forurenset sand kan forandre strandprofiler og føre til økt erosjon. Dette kan motvirkes ved at fjernet masse erstattes med nytt materiale med samme partikkelstørrelse.

Grusbanker har ofte en viktig erosjonsforebyggende funksjon. I områder hvor forurensede grusbanker er blitt skjøvet ut i sjøen for å skylles av, er det viktig å forsikre seg om at tidevanns- og bølgebeve gelser vil bidra til at disse reetableres. Dersom dette ikke skjer, bør de erstattes med nytt materiale.

6.2.2 Stabilisering av sanddyner

Sanddyner som er blitt ødelagt som følge av bruk av store og tunge maskiner, eller pga. av mye tråkk, kan restaureres ved hjelp av gravemaskiner o.l.. Etter at dynen på ny er bygget opp, må den plantes til med sted-egne, sandbindende planter. I områder hvor nye dyner er blitt etablert må ferdsel begrenses og kanaliseres for å unngå erosjon.

6.2.3 Re-vegetering av strandenger og våtmarker

I våtmarksområder som har sjelden flora, er viktige rasteplasser for fugl eller er utsatt for erosjon kan det være aktuelt, eller nødvendig, å påskynde re-etableringen av plantesamfunnet. Dette kan gjøres ved tilsåing eller planting. Sted-egne arter må brukes. Planting er mer ressurskrevende, men gir raskere og sikrere resultater. Ved tilsåing er det risiko for at frø blir vasket bort før plantene får festet seg.

7. Strategier for sanering og restaurering

7.1 Generelt

I dette kapittelet diskuteres strategier og valg av tiltak for sanering og restaurering av ulike strandtyper under forskjellige forhold.

Valg av saneringsstrategi og tiltak gjøres på grunnlag av en beslutningsanalyse hvor prioritering av områder (Kap. 5.5), utslippskarakteristikker og tilgjengelige saneringsmetoder (Kap. 6), og en "Miljørisiko og Netto Miljøgevinst Analyse" er vesentlige elementer. Ved hjelp av de en slik netto miljøgevinstanalyse kan effektene av tiltak for sanering og restaurering vurderes innbyrdes og mot det å ikke gjøre noe. Det er da mulig å rangere tiltakene og vurdere hvilke tiltak som bør/ikke bør initieres. (Se SFTs veiledning 98:02, Beredskap mot akutt forurensning (SFT 1998a).

Valg av strategi og metoder må foretas av erfarne personer, gjerne i grupper med deltagelse fra flere fagfelt. Erfaring er nødvendig for å vurdere miljøeffekter, tekniske muligheter, tilgjengelighet av mannskaper og andre nødvendige ressurser som båter, helikopter, overvåkningsfly, osv. Institusjoner og personell som kan brukes skal være listet opp i beredskapsplanen.

7.1.1 Tekniske begrensinger

Værforhold og forurensningstype og -tilstand styrer i stor grad hvilke tekniske muligheter for å drive effektivt saneringsarbeid. Klebrig og tung olje vil redusere effektiviteten på pumper og skimmere. Kaldt vær vil øke forurensningens viskositet og derfor påvirke valg av metode. Vanskelige værforhold kan føre til at montering og posisjonering av utstyr blir mer tids- og arbeidskrevende enn planlagt. I tillegg vil effektiviteten av lenser reduseres. De tekniske mulighetene kan også begrenses av tilgjengelighet på transportmiddel, mannskap og reparasjonsmuligheter av skadet utstyr.

De metodene som kan velges i de enkelte tilfellene, vil også være avhengig av hvordan mannskaper og utstyr kan komme til området og hvordan den oppsamlede forurensningen kan bringes ut av oppsamlingsområdet. Når adkomst fra sjøen skal brukes, vil det være avgjørende hvor bølgeutsatt stedet er og hvor grunt området er. Når utstyr ikke kan fraktes over land er det mulig å ha dette på båter som går langs land og mannskapene går i fjæra med spyleutstyr, barkpåføringsutstyr, sugeutstyr, osv.

I spesielt vanskelige områder vil det være nødvendig å anvende helikopter for å bringe ut utstyr og mannskaper, samt bringe den oppsamlede forurensning tilbake.

7.2 Strandsanering

I dette kapitlet beskrives egnet saneringsstrategi og metodikk for de ulike strandtyper. Omtalen vil dekke strandsanering i sin videste betydning, dvs. opprenskning, oppsamling, transport, mellomlagring og disponering av forurenset masse. Det fokuseres imidlertid på sanering og oppsamling ettersom de andre aktivitetene beskrives i detalj i kap. 8.

De strategier og metoder for strandsanering som er beskrevet nedenfor baserer seg i hovedsak på faglige vurderinger gitt i ulike handbløker og rapporter (Canadian Coast Guard 1995, CONCAWE 1981, Cormack 1983, IMO 1988b, Jacques *et al*. 1996, Miljøstyrelsen 1985, International Tanker Owner Pollution Federation Ltd 1987 samt ulike SFT-rapporter

Erfaringene fra strandsaneringer etter større oljekatastrofer tilsier at det må brukes kombinerte opprydningsmetoder for å oppnå et tilfredsstillende resultat. Ved strandsaneringen etter grunnstøtingen av Exxon Valdes i Alaska ble det for eksempel benyttet tyngre utstyr (for eksempel til trykkspyling) både fra land- og sjøsiden. Parallelt ble det benyttet dispergeringsmiddel, bioremedier og manuell sanering (Moe, 1993).

Manuell rensing (bruk av bøtter, kost, spader etc.) har vist seg å være nødvendig i de aller fleste tilfeller. Manuelle rensemetoder vil være anvendelig på alle strandkategorier. Øvrige rensemetoder er i større grad avhengig av strandsubstrat og topografi. *Maskinell rensing* er for eksempel avhengig av god tilgjengelighet utstyr, og er helt uegnet på klippestrender, steinstrender (spesielt større stein) og der underlaget ikke bærer utstyret. Bruk av *vakuumsuging* krever også atkomstmuligheter for kjøretøy. Der disse betingelsene er tilstede, er metoden godt anvendelig til oppsamling av større overflatemengder med olje.

Lavtrykkspyling er en egnet metode for de fleste strandtyper, mens *spyling med høyt trykk* krevet et substrat der forurensningen lett kan spyles av og ikke inn i substratet. Bruk av *absorberingsmidler* er et godt supplement der det ligger forurensningsrester som ikke har vært mulig å få fjernet med andre metoder.

Bruk av *strandrensemidler* kan være aktuelt i områder hvor oljen er blitt så forvitret at spyling med varmt vann for å fjerne olje er lite effektivt.

I Tabell 12 er det vist en oversikt over metoder og strandtyper. Tabellen antyder hvilke metoder som passer best på de ulike strandtypene. Denne tabellen bør leses sammen med diskusjonen under.

Tabell 12: Anvendelighet av ulike bekjempelses- og saneringsmetoder fordelt på strandtyper. Tabellforklaring: ++ = anbefalt metode. + = brukbar metode. – frarådet metode.

	METODE											
STRANDTYPE	Manuell rensing	Maskinell rensing	Overskylling	Lavtrykkspyling	Høytrykkspyling	Skimmere/Vakuumsuging	Absorberingsmidler	Fjerning av vegetasjon	Strandrensemiddel	Herding	Brenning	Bioremediering
Berggrunn												
Klippe	+	-	-	++	++	+	+	-	+	-	-	-
Svaberg	+	-	-	++	++	++	++	-	+	+	-	+
Løsmasser												
Blokk	++	-	-	++	++	++	++	-	+	+	-	+
Stein	++	-	+	++	++	++	++	-	+	+	-	+
Grus	++	+	+	++	-	++	++	+	+	+	-	+
Sand	++	++	++	++	-	++	++	+	+	+	-	+
Silt	+	-	++	++	-	+	++	+	+	+	-	+
Leire	+	-	++	++	-	++	++	+	+	-	-	+
Torv/organisk	+	-	+	++	-	++	++	+	+	-	-	+
Strandenger	+	-	+	++	+	+	++	+	+	-	-	+
Skjell	+	+	++	++	-	++	++	+	+	+	-	+
Is og snø												
Is	+	-	+	+	-	++	++	-	+	-	-	+
Menneskeskapte strukturer												
Impermeable strukturer	++	-	-	++	++	+	+	-	+	-	-	+
Permeable strukturer	++	-	-	++	++	+	+	-	+	-	-	+

7.2.1 Klipper

Er klippekysten utsatt for stor bølgeeksponering og lite trafikk av mennesker vil det være riktig å la kysten rense seg selv.

Der det er aktuelt med rensing, vil den mest relevante rensemetode være *trykkspyling* i kombinasjon med lenser på sjøen. Dette vil kreve tyngre utstyr for oppsamling. I tillegg til trykkspyling, kan det også være aktuelt med manuell rensing av partier som er lettere tilgjengelige.

Bruk av strandrensemidler kan være aktuelt i områder som karakteriseres av dypt vann og stor bølgeeksponering. Forurensningen vil da raskt fortynnes i sjøen slik at negative effekter unngåes.

7.2.2 Svaberg

Er svaberget utsatt for stor bølgeeksponering og lite trafikk av mennesker, vil det være riktig å la svaberget rense seg selv. Der det er ønskelig med aktive tiltak for å få fjernet oljen, vil det bli aktuelt å bruke flere metoder for å fjerne oljen. Svaberg er lett å rense da overflaten er relativt jevn.

Spyling, både med lav og –høytrykk (med saltvann) kan gi gode resultater der oljen er relativt fersk. Bruk av kaldt vann kan brukes på lettere hydrokarboner, mens varmt vann/damp fungerer best mot tunge oljetyper og emulsjoner. Tilfredsstillende fjerning av olje fra svaberg forutsetter at arbeidet utføres i kombinasjon med lenser og utstyr på sjøen, da oljen spyles mot sjøen.

Absorberende midler kan også gi bra resultat men som et supplement til de overnevnte metoder. Den absorberte oljen kan fjernes manuelt med enkelt utstyr som raker, kost mm.

Bruk av *strandrensemidler* er aktuelt i kombinasjon med spyling hvis oljen har fått forvitre i lang tid (og derfor er vanskelig å løsne fra underlaget).

Mye av det biologiske livet i tidevannssonen vil i stor grad bli ødelagt med de metoder som er beskrevet over, noe som ofte kan medføre større skade enn et enkelt oljeutslipp. Denne type tiltak bør derfor vurderes opp imot den verdi svabergene har som natur- og bruksområde.

7.2.3 Løsmassestrender

Rensing av løsmassestrender er generelt sett mer krevende enn rensing av berggrunn. Dette begrunnes med at det er fare for at selve saneringsaktivitetene kan føre til økt nedtrenging av oljen i substratet.

Løsmassestrender er imidlertid generelt lettere tilgjengelig for tyngre utstyr enn klippestrand og svaberg.

7.2.3.1 Blokkstrand

Blokkstrand er en strandtype med stor og uoversiktlig arealflate, som vanskeliggjør saneringsarbeidet. *Spyling* i kombinasjon med lenser på sjøen anbefales. Supplerende metoder vil være *manuell rensing,* bruk av *absorberingsmider* og *vakuumsuging.*

7.2.3.2 Steinstrand

Homogeniteten på steinstrand er generelt større enn på blokkstrand. Mange rullesteinstrender inngår i denne strandtypen. Steinstrand er trolig den vanskeligste strandkategorien å rense. Dette skyldes at oljen ofte trenger ned mellom og under steinene.

Steinstrand renses i prinsippet som blokkstrand. Steinstrender med liten kornstørrelse kan være mulig å rense maskinelt. Hvis spyling benyttes, bør det utvises stor varsomhet slik at ikke oljen presses ned i underlaget. Der oljen spyles på sjøen, bør det legges opp til lenseoppsamling.

Det kan benyttes *vakuumsuging* for å fjerne vesentlige mengder med olje fra overflaten. For å oppnå god effekt, vil det ofte være nødvendig å flytte stein *manuelt*. *Absorberingsmidler* anbefales brukt etter at det meste av oljen er fjernet. Disse kan fjernes etter bruk eller bli liggende (til biologisk nedbrytning).

7.2.3.3 Sandstrand

Sandstrender er generelt lettere tilgjengelige enn andre typer strender. Dette har sammenheng med at de ligger i et flatt landskap. Veianlegg er ofte etablert i nærheten slik at det er mulig å få transportert tyngre utstyr til sandstrender.

I motsetning til flere andre strandkategorier vil det ofte være fullt mulig å fjerne det forurensede substrat på sandstrender. Det må utvises aktsomhet for å unngå at oljen blir kjørt ned i sanden. Det vil være aktuelt å bruke ulike typer maskiner, men disse bør være utstyrt med skrape (frontlaster, veiskrape, bulldoser). Oljeforurenset topplag skrapes av og lastes i transportkjøretøy for deponering eller eventuell rensking. Ved å benytte maskinell sanering, kan det fjernes inntil 250 m^3 oljeholdig sand pr. dag/maskin. Oljemengden som samles ved maskinell sanering utgjør normalt kun 1- 5 % av sandmengden (IMO, 1988). Denne andelen økes betraktelig ved å bruke mannskaper til å spa opp sanden manuelt, da denne metoden er mer selektiv, men mer tidkrevende. For de strender som ikke har maskinell tilgjengelighet, er manuell rensing med spader mest anvendlig.

Fjerning av substrat bør ikke benyttes på strender med sensitive biologiske verdier.

Der fjerning av substrat ikke er aktuell, kan alternative, mer skånsomme, rensemetoder fungere. Vakuumsuging krever imidlertid også atkomstmuligheter for motoriserte kjøretøy. Bruk av *lavtrykkspyling* kan være en alternativ eller supplerende metode i de tilfeller hvor olje ligger ytterst ute på strandflaten. Dersom denne metoden brukes, må det spyles inn i lenseavgrenset område.

Også absorberingsmidler kan benyttes på sandstrender spesielt der det er sårbare partier (for eksempel planteliv).

I utlandet er det utviklet spesialutstyr for maskinell oppsamling av olje på sandstender.

7.2.3.4 Siltstrand

Oljen som legger seg på siltstrender blir ofte liggende på et fuktig topplag. En metode som derfor vurderes å være anvendelig på denne type strand er *overskylling*. I motsetning til trykkspyling er denne metoden mer selektiv og innblanding av olje i substratet unngås.

Substratfjerning er mer problematisk å gjennomføre på siltstrender enn på sandstrand. Dette skyldes at strendene normalt ikke er bærekraftige for tyngre utstyr. Oljen blir lett presset ned i substratet og maskiner etterlater seg dype spor.

Vakuumsuging er også et bra alternativ der det er adkomst for slikt utstyr. Det kan også være aktuelt med *manuell rensing*. Det bør benyttes *organiske absorberingsmidler* når det meste av oljen er fjernet. Der fjerning av forurensningen er avgjørende for å hindre transport til uønskede steder kan det benyttes *lavtrykkspyling*.

7.2.3.5 Leirstrand

I prinsippet kan det brukes samme saneringsmetoder som for siltstrand, men da strandtypen har mindre kornstørrelse enn siltstrender, er bruk av tunge maskiner utelukket. Det kan også by på problemer å bevege seg på underlaget for personell.

7.2.3.6 Torvstrender / substrat med høyt organisk innhold

Torvstrand er utsatt for erosjon og det vil være best å overlate stranda til egen *selvrensing* i de aller fleste forurensningssituasjoner. Selvrensingen vil i dette tilfellet transportere oljen bort sammen med torva som oljen er festet til. Tilrettelegging for *bioremediering* ved gjødsling vil være en aktuell metode for å øke den naturlige nedbrytingen av oljen i torva. Lavtrykkspyling er relevant å benytte der det er aktuelt å spyle oljen over til områder for oppsamling.

Manuelle metoder for å fjerne de mest forurensede partier av torva må vurderes dersom det ikke er andre alternativer til å rense torva. *Direkte fjerning* av den oljeforurensede torva vil også være aktuelt under enkelte forhold.

Der det finnes sårbare økosystemer vil det være nødvendig å utføre en skikkelig vurdering av eventuelle negative effekter av inngrep før det igangsettes saneringstiltak.

7.2.3.7 Skjellstrand

Fremgangsmåten ved sanering av skjellstrender er avhengig av skjellfragmentenes størrelse, tykkelsen på skjellaget og det underliggende substrat. Rensing av skjellstrender kan i prinsippet utføres med de samme metoder som anvendes på strender med samme substrat som ligger under skjelldekket.

7.2.4 Strandenger

Ved forurensning av strandenger er det avgjørende at vegetasjonen spares mest mulig. Dette betyr at bruk av maskinelt utstyr ikke bør forekomme. Skjæring av vegetasjon som er forurenset kan anbefales utenfor veksttiden. Generelt sett bør biologer/botanikere konsulteres før vegetasjonen påføres skader.

Strandenger renses primært for hånd og ved bruk av trykkspyling med lavt trykk (for å unngå å skade plantene). Bruk av absorberingsmidler bør brukes når den vesentligste delen av forurensningen er fjernet.

7.2.5 Menneskeskapte strukturer

7.2.5.1 Impermeable strukturer

Impermeable strukturer som f.eks. kaier , murer, moloer og brufundamenter er i liten grad følsom overfor rensemetoder. Opprensking er sammenlignet med andre strandkategorier relativ lett pga. den plane overflaten. Strukturen setter begrensninger ved maskinell rensing, men ellers er de fleste rensemetoder anvendelige. Stort sett er det framført vei til kaianleggene, noe som avhjelper situasjonen ved forurensning. En fordel med sanering av denne type strandområder er at de sjelden er følsomme og/eller at det er knyttet spesielle friluftsinteresser til dem. Dette betyr at de er mindre sårbare for metoder som på andre strandtyper ikke er relevante.

Det vil være aktuelt med en kombinasjon av flere tiltak, både fra land- og sjøsiden. Høytrykkspyling vil være en meget anvendelig metode. Vaskemidler kan brukes på områder hvor forurensningen er blitt så forvitret at høytrykkspyling har liten effekt.

7.2.5.2 Permeable strukturer

For de mer eksponert partier vil nulltiltak være mest aktuelt.

Der forurenisngen legger seg mellom steinene, kan det være vanskelig å komme til. Trykkspyling i kombinasjon med lenser vil være en passende metode .

7.2.6 Is

Islagt kyst kan by på spesielle utfordringer for mannskaper som arbeider med strandsanering. Når forurensningen driver mot iskanten, vil den legge seg i fronten på isen. Der det er store bølger, vil forurensningen legge seg oppå ytre del av isflaket. I slike tilfeller kan det være nødvendig å bevege seg oppå isen eller bryte seg gjennom isen for å få fjernet den. De sikkerhetsmessige forhold vil være av stor betydning i slike operasjoner. I slike tilfeller vil det være mest aktuelt å foreta en kombinasjon av *manuell rensing, vakuumsuging og bruk av absorberingsmidler*. Der isens tykkelse er forsvarlig, vil kombinasjoner av arbeid både fra båt og landsiden være aktuelt. I slike tilfeller vil det være mulig å benytte *trykkspyling*, med oppsamling fra sjøsiden gjennom bruk av absorberende lenser.

7.2.7 Snølagte områder

Snø fungerer som et absorberingsmiddel på lette og middels tunge oljer. Olje og snø kan danne en vann (is) i olje emulsjon. Forurenset snø i strandsonen vil vanligvis ikke bli liggende lenge.

Forurensning som strander der det er snø bør i utgangspunktet behandles i forhold til den aktuelle substrattypen. I tilfeller hvor olje er absorbert i snøen har en med hel brukt steaming av snøen slik at olje ble liggende ovenpå smeltevannet. Oljen ble så tatt opp med absorberende matter av plantefiber. På denne måten fjernes kun forurensningen og ikke store menger snø.

7.3 Restaurering

Restaureringstiltak er aktuelle der det er gjort inngrep i naturen for å få sanert forurensningen, eller der strandsaneringen ikke har medført ønsket tilstand.

Arbeid med restaurering vil ha som mål å tilbakeføre landskap, vegetasjon og dyreliv til tilnærmet den tilstand som var før utslippet. I en del tilfeller kan dette være et urealistisk mål, da det er gjort uopprettelige miljøskader (dette gjelder særlig i arktiske strøk). I andre tilfeller vil det være mulig å gjennomføre vellykket restaurering ved å tilføre masser og vegetasjon. Restaurering er vanligvis aktuelt i områder som har stor verdi som naturområder og/eller for rekreasjon, fiske m.m..

I områder hvor saneringstiltak som har ført til økt erosjonsrisisko (sand- og grusstrender), bør tilførsel av ny masse skje så raskt som mulig for å forebygge erosjon. I tillegg bør skadede sanddyner bygges opp på ny og plantes til. Tilplanting (re-vegetering) av strandenger anbefales, særlig i områder hvor erosjonsrisikoen er stor.

Restaurereringsfasen er normalt en mer tidkrevende fase enn *bekjempelse* og *strandsanering*. Tilfredsstillende restaurering betinger at områdene overvåkes og følges opp over tid. Dette er arbeid som miljøfaglige bør ha ansvar for. Det vil være naturlig at det utarbeides et

overvåkingsprogram der det har vært større forurensninger. Fauna og flora er parametre som det er naturlig å sette et søkelys på i en slik overvåking. Under denne oppfølgingen er det naturlig at det fokuseres på toksiske skader pga. forurensningen, samt eventuelle skader som er påført gjennom strandryddingen.

8. Håndtering, transport og disponering av avfall

Dersom en ser bort fra tilfeller der ADR kommer til anvendelse, dvs at avfallet klassifiseres som farlig gods, eksisterer det ikke noe detaljert regelverk fra norske myndigheters side for den praktiske håndteringen av spesialavfall. Her skiller den norske lovgivningen seg en del fra andre land, som kan ha detaljerte regelverk for å regulere bedriftsinterne forhold.

I Norge står forskrift om systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid (HMS) sentralt ("internkontrollforskriften"). IK-forskriften er en rammeforskrift som pålegger bedriftene å etablere egne rutiner for å overholde kravene i bl.a. forurensningsloven, produktkontrolloven og arbeidsmiljøloven. Ansvaret for å sette i verk tiltak legges altså på bedriften. Dette er ut fra prinsippet om at virksomheten selv er den beste til å vurdere hvilke HMS-tiltak som er påkrevet. Ved myndighetskontroller må bedriften dokumentere at den har tilstrekkelige HMS-prosedyrer, basert på en gjennomgang av hvilke farlige operasjoner den utfører.

8.1 Avfallshåndtering

Etter oppsamling vil forurensede masse være avfall i følge definisjonene i forurensningsloven og EUs avfallsdirektiv. I mange tilfeller vil avfallets innhold av farlige stoffer (dvs olje) være så høyt at det må anses som spesialavfall. Da kommer forskrift om spesialavfall (spesialavfallsforskriften) til anvendelse. Selv om avfallet ikke skulle være spesialavfall må avfallsbesitteren likevel finne en lovlig disponeringsløsning for avfallet. Forskjellen består i at det gjelder strengere regler for registrering, håndtering og behandling av spesialavfall. Skadestedsleder skal vurdere om massene er spesialavfall eller ikke.

Hvert parti oppsamlede masser må vurderes i forhold til spesialavfallsforskriften. Hvis avfallet står oppført i spesialavfallsforskriftens vedlegg 1 er det spesialavfall. I tillegg skal annet avfall behandles som spesialavfall dersom avfallet består av stoffer med visse farlige egenskaper, og innholdet av disse stoffene overskrider de grenseverdiene som finnes i spesialavfallsforskriftens vedlegg 2.

I henhold til ovenstående er oljeforurensede masser spesialavfall hvis konsentrasjonen av olje overskrider følgende grenser:

Oljetype	**Klassifisering**	**Konsentrasjon**
Smøreoljer	K2:R45	0,1 %
Tung fyringsolje	K2;R45	0,1 %
Fyringsolje 2 og 4	R40	1,0 %

Spesialavfallsforskriften definerer håndtering av spesialavfall som all befatning med avfallet, fra innsamling og frem til endelig anbringelse. I en saneringsaksjon vil håndteringen omfatte oppgraving, oppsamling, sortering, mellomlagring, emballering og oppbevaring i påvente av transport til behandlingsanlegg. Det viktigste i håndteringen er å unngå at det oppstår ny forurensning, og å forhindre at mennesker og dyr utsettes for fare. Følgende tiltak er aktuelle i påvente av transport til behandlingsanlegg:

- All håndtering av avfall skal om mulig skje på tett dekke, f.eks asfalt eller betong. Eventuelt kan det legges ut duk av oljebestandig materiale. Det må være mulighet for oppsamling av forurensning. Hvis massene avgir vann eller andre væsker må disse samles opp. Væskene regnes som spesialavfall inntil annen dokumentasjon foreligger.
- Ha tilstrekkelig mengde absorbent lett tilgjengelig.

- Avfallet skal sikres mot vind og regn, f.eks ved oppbevaring i tildekkede tette beholdere. Beholderne skal merkes med faresedler avhengig av avfallets farlige egenskaper, f.eks "Brannfarlig".
- Områder der avfall oppbevares skal sikres mot uvedkommende, f.eks ved vakthold eller oppbevaring på avlåst område. Hvis nødvendig settes det opp skilt med tekstene "Røyking forbudt" og "Adgang forbudt for uvedkommende".
- Unngå fare for brann og eksplosjoner. Dette gjelder særlig ved håndtering av bensin, råolje og lette oljer. Pga. innholdet av lette hydrokarboner representerer de stor brann- og eksplosjonsfare. Forby røyking og unngå arbeidsoperasjoner som frembringer flamme, gnister eller oppvarming av utstyr, f.eks ved friksjon. Vær oppmerksom på faren for gnistdannelse ved overfylling fra en beholder til en annen, pga. statisk elektrisitet. Ved håndtering av lett antennbare forbindelser må utstyr være jordet (tilkoplet samme 0-punkt).
- Ha brannslukker lett tilgjengelig. Informer alle som er tilstede om hvor dette utstyret finnes og hvordan det anvendes. Bruk ikke vann til brannslukking; olje og bensin flyter på vann og det er stor fare for at brannen vil spre seg ukontrollert. Vann som fordamper kan forverre situasjonen ved at brennende olje spres i alle retninger og kan skade mannskapene.

8.2 Transport

Forskrift om landtransport av farlig gods ("ADR") stiller krav til transport av de fleste miljøfarlige stoffer på offentlig vei. For de stoffene som omfattes av ADR stilles det detaljerte krav til sjåførens kompetanse, kjøretøyet, utstyr som skal finnes på kjøretøyet, emballasjen samt merking av emballasje og kjøretøy.

Det foreligger en vareliste til ADR. Mange alminnelig brukte farlige stoffer (f.eks syrer og løsemidler) har egen oppføring på varelista. I tillegg inneholder varelista generelle oppføringer for gods som har farlige egenskaper.

Forurenset grunn er ikke en oppføring i ADRs vareliste, og massene omfattes derfor i utgangspunktet ikke av ADR. Imidlertid kan massene ha farlige egenskaper som gjør at ADR likevel kommer til anvendelse. Dette kan for eksempel være hvis massene regnes som brannfarlige (flammepunkt under 61 ºC) eller giftige. Det er avsenders (skadestedsleders) ansvar å vurdere dette. I tvilstilfelle bør en konsulent, evt. direktoratet for Brann- og Eksplosjonsvern (tel 33 39 88 00) kontaktes.

Selv om godset ikke omfattes av ADR plikter avfallsbesitter og transportør i fellesskap å sørge for at transporten ikke medfører forurensning eller annen risiko for samfunnet. Dette er en plikt som følger av forurensningsloven.

Følgende sjekkliste inneholder de viktigste momentene før en transport. Den gjelder for avfall som ikke omfattes av ADR. Omfattes avfallet av ADR har bestemmelsene i ADR fortrinn.

- Avsender (vanligvis skadestedsleder) skal vurdere om avfallet er omfattet av ADR.
- Massene skal transporteres i tette containere av et materiale som er egnet for formålet. Generelt gjelder at organisk stoff skal emballeres i beholdere av stål.
- Massene skal være sikret mot vind og regn.
- Lasten skal sikres mot forskyving og spill under transport. Det må tas hensyn til vekt- og akseltrykkbestemmelser.

- Spesialavfall skal før transport være deklarert på deklarasjonsskjema for spesialavfall. Skjemaet skal undertegnes av avfallsbesitteren (skadestedsleder). Deklarasjonsskjema skal følge avfallet ved videre transport. Skjema fås hos spesialavfallsoperatørene eller fra Norsas AS (tel 22 51 07 00).
- Fører bør medbringe et transportuhellskort, f.eks Norsas' kort nr 1 (Spillolje), nr 2 (Drivstoff og fyringsolje), nr 3 (Fast oljeholdig avfall) eller nr 26 (Boreslam og borekaks)
- På bilen bør det finnes utstyr som kan benyttes i tilfelle av et transportuhell, f.eks stoppeklosser, lykt, brannslukker, spade, absorberingsmiddel, refleksvest.

8.3 Behandling av avfall

Å behandle forurensede masser selv er forbudt uten skriftlig tillatelse fra SFT eller fylkesmannen. For eksempel kan brenning av forurensede masser eller selv ren olje medføre kraftig luftforurensning i form av røyk og støv.

Avfallsbesitteren er i stedet forpliktet til å finne en lovlig og miljømessig forsvarlig måte å behandle avfallet på, samt å kontrollere at behandleren har de nødvendige tillatelser i henhold til spesialavfallsforskriften og forurensningsloven. Videre er han ansvarlig for avfallet frem til det er endelig behandlet, men han avgjør selv hvilken behandlingsløsning han ønsker for avfallet, avhengig av avfallets sammensetning, pris, transportkostnader etc.

Hvis det er flere lovlige alternativer velger han selv hvem han vil levere til. Avfallsbesitteren behøver ikke å søke myndighetene om tillatelse til eller godkjenning av den behandlingsmåten han ønsker å benytte, så lenge behandleren har de nødvendige tillatelser på plass.

Tillatelse til behandling av avfall gis av SFT eller fylkesmannen, avhengig av avfallstype. Ønsker avfallsbesitter å benytte en behandlingsløsning der tillatelse ikke foreligger, må behandleren søke myndighetene om utslippstillatelse. Behandlingen av søknaden kan ta opptil 6-9 måneder.

En liste over behandlingsanlegg kan fås hos Norsas. SFTs publikasjon "Disponering av forurenset masse" inneholder også en liste over behandlingsanlegg.

Forskrift om grensekryssende transport av avfall åpner for at norsk avfall kan eksporteres til behandlingsanlegg i EØS/OECD området. Søknad skjer i henhold til en standardisert prosedyre på eget skjema som fås hos SFT. SFT har utarbeidet en veileder for norske avfallseksportører.

SFT vil normalt gi tillatelse til eksport av avfall for gjenvinning. Derimot vil SFT ikke tillate eksport til sluttbehandling dersom det finnes et lovlig norsk sluttbehandlingstilbud for avfallet. Dette er i samsvar med nærhets- og selvforsyningsprinsippene som gjelder innen EØS-området.

8.4 Behandlingsmåter

Behandling av avfall deles hovedsakelig i gjenvinning eller sluttbehandling. Noen behandlingsmåter må suppleres med annen behandling, avhengig av renheten av de behandlede massene. Dette kalles ofte forbehandling.

Ved gjenvinning behandles avfallet slik at alt eller deler av det kan benyttes på nytt. Eksempler er jordvasking og kompostering av masser med lavt oljeinnhold. Sluttbehandling kan f.eks være forbrenning eller deponering. Nedenfor omtales aktuelle behandlingsmåter for oljeholdig avfall.

8.4.1 Termisk Separasjon (Gjenvinning)

Teknologien blir vanligvis brukt til å behandle kaks og mud fra oljeboringsvirksomheten i Nordsjøen. Den er også egnet til å brukes på oljeforurensede masser, avhengig av konsistens og sammensetning.

Behandlingen skjer ved at avfallet varmes opp i et lukket anlegg, slik at de flyktige fraksjonene fordamper og deretter kondenserer. Avfallet blir separert i tre fraksjoner: vann, olje og tørrstoff. Vannet kan etter rensing slippes på kommunalt spillvannsnett eller til resipient. Tørrstoffet kan disponeres på ulike måter avhengig av renhetsgrad. Oljen har høyt energiinnhold og kan gå til forbrenning.

Det er to varianter av denne teknikken. Med *soil-recovery* teknikken varmes avfallet hovedsakelig opp med en ekstern varmekilde, ofte gjenvunnet olje. Med *TCC-teknikken* varmes avfallet opp ved at avfallet blir rørt om med skovler, slik at varmen oppstår gjennom friksjon mellom avfallet og skovlene. Pga. trykk- og temperaturforskjeller mellom de forskjellige delene av skovlen utsettes oljen noen steder for superkritiske forhold som gjør at lange hydrokarbonkjeder brytes ned (cracking) slik at oljen etter behandling fremstår som lettere forbrennelig og med lavere giftighet.

Avfallet separeres slik at de enkelte fraksjonene kan brukes på nytt. Avhengig av renhet kan tørrstoffet brukes til alt fra veiutfylling til deponering på spesialavfallsdeponi. I dag finnes det ikke juridisk bindende krav til hvilken renhet som kreves til forskjellige formål, men kravene i forskrift om avløpsslam og tabell 1 i SFTs veileder 95:09 Håndtering av grunnforurensningssaker gir retningslinjer for hvordan massene kan brukes.

På samme måte er disponeringen av oljen avhengig av renheten. Hvis oljen etter behandling klassifiseres som spesialavfall må den forbrennes i egnet anlegg. Dette kan medføre en kostnad, selv om oljen er energirik.

8.4.2 Kompostering (Gjenvinning)

Denne teknikken baserer seg på at mikroorganismer bruker hydrokarbonene som energikilde, slik at de brytes ned til mindre farlige forbindelser. Avfallet blandes ofte med f.eks flis, bark eller kunstgjødsel. For å akselerere prosessen kan det tilsettes næring (gjerne såpe), oksygen kan pumpes inn og/eller prosessen kan skje på oppvarmet flate. Blandingen kan enten legges ut i ranker, som vendes med jevne mellomrom, eller legges på barkseng. En annen variant er å la prosessen starte opp i en lukket reaktor og så overføre massene til friluft.

Kompostering er en relativt enkel teknologi som er lokalt tilgjengelig. Behandlingstiden er imidlertid lang og metoden er ikke egnet for avfall som inneholder tungmetaller eller klorerte forbindelser.

8.4.3 Forbrenning (Sluttbehandling)

Ved forbrenningen omdannes olje og organiske forurensningsstoffer til hovedsakelig vanndamp og CO_2, i tillegg til at det dannes en forbrenningsrest. Hvis forurensningen består

av halogenerte og/eller polysykliske hydrokarboner (f.eks PCB og plantevernmidler) er dette den eneste teknikken som sikrer en fullstendig nedbryting av slike stoffer.

I rotérovnen skjer forbrenningen i et 20-30 m langt roterende rør, som har en diameter på 2-4 meter og en helning på 5-10 meter. I den nederste enden av røret brenner en flamme som kan drive temperaturen i røret opp i 2000 grader. Avfallet tilføres i den øverste delen av ovnen.

I ristovnen forbrennes avfallet mens det beveger seg langsomt over en rist. En liknende løsning er fluidised bed der det blåses forbrenningsluft gjennom en bed som inneholder sand i tillegg til avfallet.

For lavenergetisk avfall må det benyttes støttebrensel. For masser over en viss kornstørrelse, avhengig av ovn og innmater, kan teknikken ikke benyttes. Flytende avfall kan ikke tas i ristovn.

8.4.4 Pyrolyse (Forbehandling/Gjenvinning)

Ved pyrolyse varmes massene opp under oksygenfrie eller oksygenfattige forhold. Flyktige komponenter vil da drives av. Disse kan gjenvinnes eller forbrennes.

Pyrolyseresten (faststoff som dannes ved prosessen) kan kreve videre behandling, f.eks forbrenning eller deponering.

8.4.5 Vasking (Forbehandling/Sluttbehandling)

Prosessen går ut på å fjerne forurensninger ved å vaske og sikte massene. Massene kan f.eks spyles med vann eller senkes ned i et dieselbad. I noen anlegg siktes og separeres massene etter kornstørrelse.

Vaskeprosessen stiller krav til massenes sammensetning. Forurensningen må være løselig i det vaskemiddelet som benyttes. Vaskemiddelet er spesialavfall når det kasseres og må behandles deretter. Restforurensningen etter behandling avgjør hvor massene kan deponeres.

8.4.6 Stabilisering, Solidifisering (Sluttbehandling)

Teknikken består i at massene støpes inn i betong eller kalk før de legges på deponi. Innstøping reduserer muligheten for utlaking av forurensning fordi permeabiliteten (vannledningsegenskapene) i betongen er så lav at den forhindrer mobilisering av forurensningsstoffer. Betongen tilsettes stabilisatorer og andre tilsatsstoffer avhengig av de forurensede massenes sammensetning. Betongen støpes ut i blokker som kan legges i deponi eller fjellhaller, eller omsluttes av gips (NOAH Langøya).

Masser med høyt innhold av organisk materiale stiller strenge krav til betongen pga. fare for destabilisering pga. bakteriell virksomhet.

8.4.7 Deponering (Sluttbehandling)

Masser med lavt innhold av forurensning, eller der faren for mobilisering er lav kan legges på deponi dersom de av avfallsbesitter ikke regnes som spesialavfall. Massene kan enten komme direkte fra en saneringsaksjon eller de kan være avfall fra en annen behandlingsteknikk.

Det kan være problemer med levering til kommunale fyllplasser f.eks pga. volumrestriksjoner. Kommunale fyllplasser har normalt ikke lov til å motta spesialavfall og fyllplassene kan pga. dette ha en restriktiv holdning til mottak.

9. Organisasjon av saneringstiltak

9.1 Beredskap mot akutt forurensning

Det er et fundamentalt skille mellom privat og offentlig beredskap. Privat virksomhet som faller inn under kriteriene for beredskapsplikt, har et primært ansvar for å etablere en nødvendig beredskap for å håndtere uhellshendelser med årsak i egen aktivitet. Offentlig beredskap som omfatter kommunal og statlig beredskap er ikke etablert for å ivareta uhellshendelser fra egen virksomhet, men skal først og fremst ivareta uhellshendelser fra virksomheter som ikke er beredskapspliktige, og dernest kunne aksjonere når ansvarlig forurenser er ukjent eller denne ikke aksjonerer tilfredsstillende. Det offentliges beredskap defineres derfor som subsidiær.

9.1.1 Private virksomheters beredskap

Privat virksomhet som driver en aktivitet som kan medføre akutt forurensning eller fare for akutt forurensning skal sørge for en nødvendig beredskap. Slik beredskap er definert som den primære beredskapsplikten. Beredskapsplikten følger direkte av forurensningsloven § 40, og lovens §§ 41 og 42 gir myndighetene hjemmel til å stille nærmere krav til private virksomheters beredskap. Private virksomheters beredskap er fundamentert i en miljørisikoanalyse, uhellscenarier, beredskapsanalyse og konkretisert i en beredskapsplan mot akutt forurensning.

9.1.2 Kommunenes beredskap

Kommunene har etter forurensningsloven §43 plikt til å utarbeide beredskapsplaner og til å etablere en beredskap mot akutt forurensning innen kommunens grenser ut til 4 nautiske mil utenfor grunnlinjen. Kommunens beredskap er dimensjonert til å håndtere mindre tilfeller av akutt forurensning, fra ikke beredskapspliktig virksomhet, som kan ha effekt innen kommunen. Grunnlaget for slik dimensjonering er miljørisikoanalyse, uhellsscenarier og beredskapsanalyse. Kommunene samarbeider interkommunalt om beredskapen mot akutt forurensning gjennom 34 interkommunale beredskapsregioner. Den daglige driften av den interkommunale beredskapen er lagt til en kommune med vise forutsetninger for dette, dvs vertskommunen. I aksjonssammenheng blir det etablert en aksjonsorganisasjon, dvs Interkommunalt utvalg mot akutt forurensning (IUA). Kommunen kan pålegge beredskapspliktig virksomhet å yte bistand under en kommunal aksjon (personell og ressurser som inngår i beredskapen). Den interkommunale beredskapen mot akutt forurensning er utdypet i SFTs veileder 98:04.

9.1.3 Statens beredskap mot akutt forurensning

Staten har etablert en subsidiær beredskap mot større tilfeller av akutt forurensning som ikke er dekket av kommunal beredskap eller av privat beredskap. Statens beredskap er derfor først og fremst dimensjonert for å aksjonere mot akutt forurensning fra skip. Staten har stilt nærmere krav til privat og kommunal beredskap. Ved aksjoner som ledes av staten, plikter private virksomheter som er beredskapspliktige og kommuner etter pålegg å stille til rådighet utstyr og personell for å aksjonere mot hendelsen. Staten kan derved raskt og effektivt

etablere en meget slagkraftig organisasjon basert på koordinering av ressursene i de tre ulike beredskapsnivåene.

9.1.4 Private beredskapsselskaper

Det finnes i Norge flere selskaper som tilbyr tjenester ved akutt forurensning. Slike private selskap har ved flere anledninger bistått både private og kommunale organisasjoner i saneringsarbeidet. De private beredskapsselskaper besitter store ressurser både innenfor utstyr, erfaring og kompetanse. Oversikt over slike selskap er gitt i Bind 2.

9.2 Kartlegging av forurensning og influensområde

Nøyaktig og korrekt informasjon om strandtype og fordeling og mengde av olje på kysten er av stor betydning for saneringssarbeidet og for de avgjørelser som må taes underveis. Informasjonen skal dessuten kunne brukes i en evaluering av selve saneringsprosessen (kostnader og effektivitet) samt i miljøeffektstudier (etterkantundersøkelser).

Innsamlingen, evaluering og formidling av informasjon om kystlinjen og forurensningen krever en disiplinert tilnærming fra erfarent personell. Den informasjonen som oppnås i denne prosessen bør brukes direkte i planlegging og utførelse av følgende aktiviteter:

1. Vurdering av behov for opprensing langs kysten
2. Bestemme prioriteringsrekkefølge for opprensing langs kysten (Kapittel 5)
3. Valg av den beste saneringsmetode (Kapittel 6)
4. Dokumentasjon på fordeling av forurensningen over tid
5. Systematisk og konstant registrering av historiske data på fordeling av forurensning langs kysten for bruk av andre undersøkelser og vitenskapelige studier

De første tre aktivitetene er helt avhengig av informasjon om kysten og forurensningsgraden, og omfangsrapporteringen må derfor utføres tidlig. Deler av dette kan til og med utføres før forurensningen har nådd land. Planlegging og nøyaktighet i utførelsen av vurderingen påvirker effektiviteten av påfølgende saneringsarbeid.

9.2.1 Krav til dokumentasjon av skader, tiltak og effekter

Erfaringer, primært fra *Exxon Valdez-ulykken* i Alaska og *Nestucca-ulykken* i British Columbia, har ført til anerkjennelse av behovet for standardisert og systematisk datainnsamling og rapporteringsprosedyrer for å bestemme forholdene langs kysten i en forurensningssituasjon (Owens 1994). Også gjentatte undersøkelser etter et akutt forurensning er viktig for å kartlegge effektiviteten til de pågående behandlingsmetodene (endringer i oljes egenskaper og/eller naturlig restitusjon), slik at behov for tilpasninger av metoder og/eller behandling kan evalueres.

I Canada ble konseptet 'Shoreline Cleanup Assessment Team" (SCAT) utviklet for å gi en standardisert prosedyre (Owens & Teal 1990). SCAT programmer har blitt benyttet på mange felt, bl.a. i British Columbia (Environment Canada, 1992) som har en kyst som ikke er ulik den vi har i Norge. En tilsvarende tilnærming har blitt benyttet i USA., men med den mer generelle benevning "Shoreline assessment" framfor SCAT (Michel & Byron 1997). SCAT har blitt videre utviklet i Europa som POLSCALE (Jacques et al, 1996).

9.2.1.1 Kartlegging av influensområdet og forurensningen

Nøyaktig og korrekt informasjon om fordeling og mengde forurensning langs kystlinjen er av stor betydning for personell som er involvert i saneringsarbeid og for avgjørelser som må tas for å gjennomføre en optimal saneringsaksjon.

Aktivitetene listet opp nedenfor utføres vanligvis som en del av kartleggingen av forurensningen og influensområdet (Jacques et al, 1996, Owens et al 1994). Behovet for standardisert og systematisk datainnsamling har blitt understreket tidligere. Prosedyrene blir beskrevet i detalj i Bind 2.

Rekognosering fra lufta

- Få en generell oversikt over situasjonen (strandtyper og grad av forurensning)
- Bestemme utstrekningen på forureningen langs kysten (influensområdet)
- Identifiserere mulige operasjonelle, transport og forsyningslinjer langs kysten

Oppdeling av kystlinjen

- Dele kystlinjen inn i homogene enheter (segmenter)

Planlegging av terrengundersøkelser

- Bestemme områdene der terrenget skal undersøkes
- Bestemme målestokk for kartleggingen
- Bestemme logistiske begrensninger
- Danne undersøkelseslag

Terrengundersøkelser

I felt skal det i hvert segment (eller segmenttype) samles inn data om

- Strandtype
- Forurensningen (mengder, type, spredning, evt. nedtrenging, fare for re-mobilisering av forurensning, m.m.)
- Biologiske ressurser (type, størrelse, aktiviteter, m.m.)
- Arealbruk og funksjon (type, størrelse, aktiviteter, m.m.)
- Følsomhetsklasse (ESI)

Det skal brukes standard format og benevninger, og det lages skisser og fotografier av området. Hvis nødvendig justeres grenselinjene mellom segmentene

Rapportering

Informasjonen rapporteres i standard format til aksjonslederen, som tar avgjørelse om hva som skal gjøres videre.

9.2.1.2 Kartlegging og dokumentasjon av tiltakene

Etterhvert som aksjonen skrider frem må Skadestedsleder samle inn informasjon om hvordan aksjonen forløper. Dette går på forhold som innsamlet oljemengde, hvordan den resterende forurensning best kan saneres og om restaurering vil være nødvendig. Det er videre viktig at resultatene av de ulike aktivitetene angis og kommuniseres til aksjonsledelsen.

I tillegg til å sikre god dokumentasjon på forløpet av forurensningen og saneringsaksjonen er det viktig at eventuelle effekter på miljøet registreres.

9.2.2 Dokumentasjon og evaluering av miljøeffekter på kortere og lengre sikt

I etterkant av en akutt forurensning er det viktig å følge opp de lokaliteter som har blitt påvirket av forurensningen for å dokumentere effekter på habitater og biologiske ressurser. Det er videre viktig at eventuelle effekter av de ulike saneringsmetoder registreres i etterkantundersøkelsene. I etterkantundersøkelsene skal skadenes omfang på biologiske ressurser dokumenteres og utviklingen fram mot full restitusjon skal følges. Undersøkelsesstrategi for alle typer strender vil omfatte en kvantitativ registrering av bunnlevende organismer med mer eller mindre begrenset bevegelsesmuligheter. Datafangst vil i stor grad være i form av artslister (eller høyere taksonomisk gruppe) ledsaget av tall for individtetthet eller dekningsgrad innen bestemte arealer/volumer, og i noen tilfeller også tall for biomasse pr areal/volum. Registreringsformen vil være den samme i alle faser av en akutt forurensning. Et gjennomløpende prinsipp er gjentatt registrering på de samme geografisk definerte arealene. Etterkantundersøkelsene må omfatte strender som er påvirket av forurensningen og som kontroll også nærliggende strender som ikke er påvirket (referanseområder). En detaljert beskrivelse av etterkantundersøkelser på ulike strandtyper er gitt i en egen SFT-rapport (SFT 1999). I denne håndboken angis kriterier for stasjonsplassering, prøvetakingsfrekvens, metodikk for prøvetaking på ulike strandtyper, samt hvilket utstyr som er nødvendig for å gjennomføre undersøkelsene. For mer detaljerte opplysninger om dokumentasjon og evaluering av miljøeffekter henvises derfor til denne rapporten.

9.2.3 Terminologi, koder og format for terrengundersøkelse

En standard terminologi for beskrivelse av forurensning er grunnlaget i vurdering av kystlinjen. For å unngå ambisiøse eller subjektive beskrivelser skal terminologien standardiseres, kodes og helst følges av standardiserte formular. På grunn av behovet for standardisering og systematisk bruk av metoder, er det viktig at erfarent personell gjennomfører vurderingen av strandsonen. Dette for å sikre enhetlig kvalitet og innhold i informasjonen (etterprøvbarhet). Det er også viktig at det i opplæringen av teamet fokuseres på at saneringsaksjonen må være fleksibel, både med tanke på størrelsen på undersøkelsen og hvor detaljert innsamlingen skal være, men at gjennomføringen likevel må utføres innenfor standardiserte rammer. Målestokken for kartlegging må velges ut fra størrelse og kompleksitet av influensområdet og forurensningsmønstret men må ikke så stor at det blir vanskelig å skaffe seg en oversikten over situasjonen og saneringsaksjonen hemmes av for mange detaljer. I de fleste tilfeller er 1:5000 mer enn tilstrekkelig.

Nedenfor gjengis hovedelementene som bør inngå i en funksjonell terrengkartlegging av forurensningen og influensområdet (se også Jacques et al 1996):

1. Generell informasjon (segment navn og ID, dato, tid , vær)
2. Undersøkelseslag (hvem inngår i teamet, ansvarsforhold, myndighet)
3. Substrattype og annen fysisk informasjon (helning på stranden, bølgeeksponering, lengde på segmentet, begrensninger i tilgjengelighet, hovedstrømretning)
4. Forurenset område (fordeling, samt bredde og lengde av kystlinjen som er dekket med forurensningen)

5. Forurensning i overflate: type, lagtykkelse og karakteristikker i overflate (det tas event. prøver)
6. Forurensning under overflate: type, mengder, fordeling og andre karakteristikker (form og dybde til sprekker i berggrunn, nedtrengingsdybde i løsmasser, osv.)
7. Forekomster og aktivitet av biologiske ressurser
8. Virkning på biologiske ressurser
9. Arealbruk og funksjon
10. Foreløpig følsomhetsklassifisering og kommentarer

Disse elementene bør registreres på et skjema som raskt og enkelt kan fylles ut av trenet personell. Formatet bør tilpasses kravene og ferdighetene til personellet, men samme skjema *må* benyttes av alle team og skjemaene må konsekvent fylles ut, ellers faller meningen med en slik standardisert tilnærming bort.

Forslag til kartleggingsmålestokk, standarder, terminologi, registreringskoder og rapporteringsskjema presenteres i Bind 2.

9.3 Skadestedet. Funksjoner og mandat

Innsatsmannskaper og skadestedsleder er på plass i felt og foretar det praktiske opprenskingsarbeidet. Aksjonsleder har det øverste ansvar for opprydningsaksjonen og vil vanligvis sitte sentralt og kun tidvis befinne seg på skadestedet.

Følgende kompetanse er som minimum ønskelig for de forskjellige funksjonene:

Lagledere:	Teoretisk og praktisk grunnutdanning i oljevern, evt også kjemikalievern. Det er ønskelig med erfaring fra øvelser og/eller tidligere aksjoner.
Skadestedsleder:	Som over og i tillegg kurs som skadestedsleder. Erfaring fra øvelser og/eller tidligere aksjoner.
Aksjonsleder:	Som over samt ledererfaring og øvelse i taktisk spill og trening med andre organisasjoner.

I henhold til ovenstående har de forskjellige funksjonene følgende mandat:

Aksjonsleder (AKL) har totalansvar for alle tiltak og strategivalg. Aksjonsleder er leder for en stab som kan bestå av f.eks brannsjef, havnesjef, politimester samt representanter fra Fylkesmannens miljøvernavdelinger, involverte kommuner, industrien og forurensnings-myndighetene.

Skadestedsleder (SKL) er underlagt aksjonsleder, og er knutepunktet mellom aksjonsledelsen og innsatslagene på innsatsstedet. Skadestedslederen har det faglige ansvar for saneringsaksjonen. I tilfeller der den akutte forurensningen kan medføre fare for liv og helse overtar politiet ansvar for skadestedsledelsen. I slike tilfeller har politiets myndighet fortrinn over skadestedsleder, som må utføre sin jobb i henhold til politiets anvisninger.

Aktuelle oppgaver for skadestedsleder er å:

- Fungere som kontaktledd mellom skadestedet og aksjonsledelsen.
- I samarbeid med aksjonsledelsen vurdere behovet for ressurser på skadestedet, herunder personlig verneutstyr for innsatsmannskapene. Dette gjøres gjennom en analyse av bl.a.

hvilke miljørisikoer utslippet utgjør. På bakgrunn av analysen skal han utarbeide en oversikt over hvilket utstyr som er nødvendig for å bekjempe forurensningen.

- Gi aksjonsledelsen tilbakemelding om situasjonen på skadestedet, herunder fremdrift, spesielle funn, ressursbehov og -forbruk samt vesentlige personal- og ressursdisponeringer som foretas underveis.
- Vurdere om innsatsmannskapene er faglig og utstyrsmessig skikket til å gjennomføre saneringen. Mannskapenes helse og sikkerhet skal prioriteres høyest.
- Lede og instruere innsatsmannskapene, fordele oppgaver, samt vurdere og videreformidle tilbakemeldinger fra disse om forurensningssituasjonen og behov for ressurser.
- Sørge for forsvarlig mellomlagring av oppsamlet forurensning og forurensede masser.
- Sørge for bortkjøring av oppsamlet forurensning og forurensede masser.
- Sette opp budsjett og ha oversikt over kostnader og ressursbruk. Om nødvendig utpeke en person som har oversikt over tilgjengelig og anvendte ressurser. Avhengig av størrelsen på aksjonen kan denne plasseres hos aksjonsledelsen eller skadestedsledelsen.

Laglederne er underlagt skadestedslederen og tar ordre fra denne. I tillegg til å utføre arbeidet i henhold til skadestedsleders instrukser er det også deres oppgave å melde fra om forhold de måtte oppdage underveis og som kan ha betydning for skadestedsleders prioriteringer. Dette kan f.eks være hvis det oppdages mer omfattende forurensning enn først antatt, skade på utstyr eller personer eller andre forhold som kan ha konsekvenser for mannskapets sikkerhet eller gjennomføringen av aksjonen.

9.4 Planlegging og gjennomføring av tiltak

9.4.1 Valg av strategier og metoder

Skadestedsleder vil i løpet av den innledende fase ved skadestedet raskt forsøke å få et overblikk over situasjonen gjennom å innhente data som er nødvendige for de videre valg av strategier. Dette er forhold som forurensningens omfang, værforhold, adkomst og tilgjengelighet, miljøfølsomhet, tilgjengelighet på mannskap og utstyr med mer. Når data er samlet inn fra skadestedet, beslutter skadestedsleder i samarbeid med aksjonsledelsen hvilke tiltak som skal prioriteres for å bekjempe og sanere forurensningen. Dette er ingen enkel oppgave. En del av de faktorer som skal tas hensyn til krever skjønn. Beslutningen vil derfor måtte baseres på en kombinasjon av objektive og subjektive parametre.

Saneringsmål for aksjonen bør basere seg på en miljørisiko og netto miljøgevinst analyse (kap 7), som skal stemme overens med overordnede miljømål som er utarbeidet. I denne fasen vil det være naturlig at skadestedsleder og/eller aksjonsledelsen har løpende kontakt med miljøfaglige personer for å kvalitetssikre tiltakene. SFT Veiledning 98:02 legges til grunn (SFT 1998a).

9.4.2 Kartlegging av ressursbehov og planlegging av innsats

Grunnlaget for valg av strategier og tiltak for å sanere forurensningen er beskrevet i kap. 7. Dette kombineres med tidligere erfaring, størrelsen på området som skal saneres, samt tilgjengelig tid for oppgaven.

Neste fase vil være å kartlegge hvilke ressurser som kreves for å gjennomføre de valgte tiltak. Følgende faktorer er avgjørende for tidsforbruk og kostnader:

- topografi
- tilgjengelighet
- type strand
- årstid
- tilgjengelig tid
- utstyr
- oljetype og forvitringsgrad

Det er dessuten viktig å ta behovet for støttetjenester med i vurderingen av de tiltak som skal settes i gang fordi disse kan sette begrensinger på omfanget til saneringsarbeidet.

Det er i Norge ikke samlet inn tilstrekkelig med data for å finne frem til nøkkeltall for tidsforbruk ved sanering av forskjellige typer strender. Fem (5) meter strand pr. mann pr. dag er imidlertid et brukbart gjennomsnittstall for Norge når en forurensning treffer et større område med variabel kystlinje. (SFT, pers meddelelse).

Etter at ressursbehovet er klarlagt vil aksjonsledelsen kalle inne mannskap og utstyr. I beredskapsplanen foreligger prosedyrer for hvordan disse mobiliseres.

Når den overordnete strategi er valgt og ressursene innkalt, må innsatsen planlegges. Det må skje på grunnlag av en mer detaljert oversikt over mengde forurensning, samt andre forhold som strandtype, ressurs, adkomst og værforhold. Planleggingsarbeidet vil også inkludere miljørisikobetrakninger ved bruk av forskjellige tiltak.

9.4.3 Oppfølging og avslutning av innsats

Etterhvert som aksjonen skrider frem må skadestedsleder samle inn informasjon om hvordan aksjonen forløper, hva er gjort og hva som er oppnådd. Dette går på forhold som innsamlet mengde, hvordan den resterende forurensning best kan saneres og om restaurering vil være nødvendig. Opplysningene føres på skjemaer som er satt opp på forhånd slik at all relevant informasjon blir samlet inn. Deretter formidles dette til aksjonsledelsen. Skjemaer og beskrivelse av rapporteringsrutiner finnes i beredskapsplanen.

Det er idag ingen objektive kriterier for å avslutte en saneringsaksjon. En aksjon avsluttes gjerne ved at personer fra kommunen, fylke, SFT og eventuelle ansvarlige for den akutte forurensningen går på befaring. Elementer som inngår i vurderingen er bla.:

- nærhet til bebyggelse
- bruk av området
- tilstedeværelse av følsomme miljøressurser i området eller i nærheten
- mulige effekter på miljøet ved videre sanering/restaurering
- kostnader forbundet med videre rensing sett i forhold til nytte-effekten

SFT har utviklet en beslutningsmodell for sanering av akutte forurensninger i det terrestriske miljø (Se STF Veiledning 98:02: SFT 1998a). I denne modellen inngår også kriterier for når

sanering ikke er nødvendig eller når sanering eventuelt kan avsluttes. Slike akseptkriterier må utvikles for strandsanering også. Dette er et arbeid som ikke er avsluttet enda (våren 1999).

9.4.4 Demobilisering

Saneringen skal fortsette inntil forurensningen er redusert til et nivå der den resterende miljøskaden er akseptabel, dvs at en skadeanalyse (f eks en netto miljøgevinst analyse) viser at restforurensningen ikke lenger representerer noen forurensning av betydning. Demobiliseringen kan da begynne når det er fattet et vedtak om dette basert på den over nevnte analyse. De viktigste punktene i demobiliseringen består av opprydding (fjerning av utstyr) og transport av oppsamlet forurensning og masse til behandling.

Dessuten skal det ved avslutningen av saneringsfasen foreligge dokumentasjon om:

- Oppnådde resultater
- Eventuelle gjenstående arbeider
- Viktige beslutninger som er tatt underveis
- Miljøskadeanalyse
- Økonomi - dokumentasjon av kostnader
- Utstyr som er forbrukt evt ødelagt

Se også SFTs veiledning 98:02, Beredskap mot akutt forurensning (SFT 1998a).

9.4.4.1 Opprydding

Hensikten med denne aktiviteten er å fjerne anvendt utstyr og oppsamlet forurensning fra skadestedet, samt å sikre at utstyret er klart til bruk ved en eventuell senere innsats. Listen nedenfor gir stikkord for aktuelle oppgaver ved avslutning av oppryddingen:

- Skadestedsleder kontrollerer at alle midlertidige lager for avfall på skadestedet har blitt fjernet og er på vei til behandling.
- Anvendt utstyr, beholdere og så videre samles inn. Skadestedsleder forsikrer seg om at utstyr ikke ligger igjen på aksjonsstedet. Utstyr som har blitt kvittert ut registreres inn.
- Skadestedsleder sjekker ut med eventuelle andre skadesteder om de har behov for noe av det utstyret som frigjøres.
- Utstyret rengjøres. Vaskemidler/vann regnes som spesialavfall og leveres til behandling sammen med oppsamlet forurensning og forurensede masser.
- Utstyr kontrolleres for skade og slitasje, og transporteres tilbake til lager. Skadestedsleder rapporterer til aksjonsledelsen om utstyr som evt må repareres eller anskaffes på nytt.

9.4.4.2 Deponering av avfall

Avfall som ikke har blitt levert til behandling sendes nå av gårde. For å få til en rasjonell bortkjøring er det en fordel å vente med å sende siste lass til utstyret er ettersett og renset for forurensningsrester.

9.5 HMS i saneringsaksjoner

Helse, miljø og sikkerhet er viktig å ta vare på i sanerings- og restaureringsaksjoner. Tiltak som treffes for å beskytte personer mot skadelige virkninger vil være avhengig av type forurensning det jobbes med. I tillegg til dette kommer at saneringsarbeidet til dels utføres under svært vanskelige forhold på glatte svaberg eller på steinstrender med vanskelig fremkommelighet og adkomst. Dette setter spesielle krav til tilrettelegging av arbeidet. Verneutstyr må anvendes og masker må være tilgjengelige for en del arbeidsoperasjoner. Oljetøy og redningsvester må være tilgjengelig.

I den grad båter anvendes må båtene ikke overlastes, og redningsvester må være i bruk. Slepeliner må være i god stand og sterke nok.

Det er viktig å ha avklare hvem som har ansvar for at sikkerhetstiltak er fulgt opp.

9.6 Reparasjon og vedlikehold av utstyr

Utstyr for sanering av akutt forurensning kan inndeles slik (se for øvrig SFTs veiledning 98:04):

- Personlig verne og sikkerhetsutstyr
- Handverktøy
- Motorisert og mekaniske redskaper
- Båter, lenser og håndteringsredskaper

Utstyret må lagres på en hensiktsmessig plass i de aktuelle beredskapsregionene. Utstyret må lagres frostfritt, tørt, luftig og uten direkte sollys. Utstyret må også lagres slik at det er lett tilgjengelig for opplasting ved utrykning.

Utstyret må vedlikeholdes rutinemessig slik at det til enhver tid er i beredskapsmessig stand. Det må for alt utstyr settes opp en vedlikeholdsplan, som månedlig følges opp og utføres av beredskapspersonellet.

Utstyr som har vært benyttet til øvelser og i aksjoner må nødvendigvis rengjøres og repareres før det settes tilbake i beredskapslageret. Reparasjoner kan omfatte alt fra det helt enkle, som for eksempel skifte et kosteskaft, til en mer omfattende reparasjon og overhaling av et dieselhydraulisk aggregat. I enkelte tilfeller kan kassasjon av et utstyr være mer lønnsomt en å foreta en reparasjon.

9.7 Beslutningsmodell for skadestedsleder

For at hele aksjonsapparatet skal fungere tilfredsstillende i en forurensningssituasjon, er det avgjørende at de valgte strategier baserer seg på et system som fungerer. Dette beskrives i beredskapsplanen. Skadestedsleder har ansvar for å framskaffe relevante data fra skadestedet til aksjonsledelsen, slik at de i fellesskap valgte tiltak og strategier står i forhold til forurensningens omfang og alvorlighet. For å kvalitetssikre at beslutninger tas på best mulig grunnlag, er det viktig at skadestedsleder arbeider ut fra en beslutningsmodell. Beslutningsmodellen er et hjelpemiddel for skadestedsleder til å avklare de relevante

arbeidsoppgaver og tema som skal vurderes. (Beslutningsmodellens hovedtrekk er gjengitt i Tabell 13. Modellene og prosedyrene i de underliggende kapitler må anses å være en integrert del av denne modellen.)

Modellen er et verktøy som på en standardisert og rutinemessig måte vil lede fram til de aktuelle saneringsmetodene. Det vil være aktuelt å benytte standardiserte skjema til hjelp for skadestedsleder. Detaljene i modellen vil være avhengig av tilgang på data og på hvilket detaljnivå dataene fremskaffes på.

Tabell 13:Beslutningsmodell for skadestedsleder.

1	Kartlegge forurensningsituasjonen (se kap 9.2)	SKL
2	Avklare miljøeffekter ved null-tiltak (ikke sanering)	AKL med rådgivere
3	Avklare behovet for sanering	AKL med rådgivere/SKL
4	Sette prioriteter og avklare mulige saneringsmetoder (se Kap. 5 og 7) (Her vil det trenges inngangsdata om: årstid, vær, miljøeffekter, tilgjengelighet av utstyr, stedets beskaffenhet og tilgjengelighet, økonomiske konsekvenser)	AKL/SKL
5	Anbefalt saneringsstrategi settes ut i livet	AKL/SKL
6	Kontroll av saneringsresultatet	SKL/Miljøvernmyndig-heter
7	Sjekk resultatet mot akseptkriterier utarbeidet av miljøvernmyndighetene	AKL
8	Hvis ok avslutt; hvis ikke ok gå tilbake til pkt 2	

9.8 Informasjonsflyt

Mange aktører er involvert i den fasen en går inn i når det er varslet om en akutt forurensning og det skal iverksettes tiltak. Det vil være avgjørende viktig at det er et opplegg for informasjon som følges.

I en aksjon skal det også være et system for informasjon gjennom leddene i organisasjonen. Det er viktig å få etablert et system for informasjonsflyt, både internt og eksternt.

9.8.1 Informasjon til media/publikum

Informasjonsleder sørger for at følgende nødvendige funksjoner er bemannet:

a. Ledelsesfunksjon

b. Pressetjeneste

c. Publikumstjeneste

d. Sekretær

e. Faglig rådgiver

Leder informasjon skal:

- Organisere og drive informasjonstjenesten
- I samarbeid med aksjonsleder sørge for at pressemeldinger utarbeides
- Være aksjonsledelsens kontaktledd med media, lokalbefolkning og allmennheten
- Sørge for intern og ekstern informasjon om aktuelle hendelser
- Tilrettelegge pressekonferanser
- Samordne med andre informasjonsfunksjoner i den grad dette er nødvendig

Informasjonsansvarlige skal etter varsel fra operasjonsleder:

- Utforme tekst i 1. pressemelding. Aksjonsleder godkjenner før den sendes
- Delta i stabsledermøter/være oppdatert om hendelsen
- Etablere kontakt med sentrale medier/overvåke mediene
- Etablere infologg
- Etablere infosamarbeid med leder operasjon, tilgang til sentral logg, info orienteres av operasjon
- Utarbeide forslag til infotiltak, medier, samarbeidsinstanser, allmennhet, lokalbefolkning.
- Avklare med aksjonsleder arbeidsdeling m.h.t. oppdatering av mediene
- Planlegge presseturer/etablere system for intern informasjon (stab)
- Etablere info samarbeid med andre berørte (IUA/kommuner)
- Dersom ønskelig/nødvendig: foreslå og planlegg folkemøter
- Pressemelde demobilisering, lagre informasjon/infologg og rapportere til AKL
- Avklare med AKL hvordan det videre infoarbeid skal ivaretas

9.8.2 Informasjonsflyt i organisasjonens forskjellige ledd

Aksjonsleder etablerer rutiner for felles informasjonsmøter hvor ledere av stabselementene i aksjonsledelsen blir orientert og gir orienteringer. Ledere av stabsfunksjonene skal etablere tilsvarende informasjonsrutiner innen respektive ansvarsområder og informere relevante eksterne institusjoner/rådgivere/andre parter.

Det skal være et system for informasjon i de ulike leddene av organisasjonen. Dette skal ta utgangspunkt i Beredskapsplanen, der informasjonsdelen skal være beskrevet. Raskt skal skadestedsleder informere om den strategi for informasjon som skal følges i alle ledd. Dette betyr hvem som skal informere hvem og hvor.

9.8.3 Kontakt med andre etater

Under en aksjon er det viktig med god kontakt til ulike myndigheter. Der det er en lokal aksjon, er det viktig å ha kontakt med SFT. Miljøvernmyndighetene skal kontaktes på et tidlig

tidspunkt for å få vurdert følsomheten av aktuelle områder. Brann, politi, værtjeneste, havnevesen, og fiskerisjefen vil være etater som man underveis holder kontakt med og innhenter/gir informasjon til.

10. Referanser

Amoco Cadiz Symposium. 1981. Fate and effects of the oil spill. Proceedings of the International Symposium. Centre Oceanologie de Bretagne, Brest, 1979.

Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte aljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding 310:1-18.

Barrett, R.T. 1991. Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport. NINA forskningsrapport 17: 1-85. ISBN 82-426-0157-7.

Bascom, W.H. 1954. Characteristics of natural beaches. Proceedings of the 4th Conference on Coastal Engineering. pp. 163-180.

Bender, M.E., E.A. Shearls, L. Murray and R.J. Huggett. 1980. Ecological Effects of experimental oil spills in eastern coastal plain estuaries. Environment International 3:121-133.

Blount, A.E. 1978. Two years after the *Metula* oil spill, Strait of Magellan, Chile: Oil interaction with coastal environments. Department of Geology, University of South Carolina. 207 pp.

Buchanan, J.B. 1971. Sediment Analysis. In: Methods for the study of marine benthos. Ed.: Holme, N.A. and A. D. McIntyre. Blackwell Scientific Press, Oxford.

Canadian Coast Guard. 1995. *Oil spill response field guide.* Canadian Coast Guard, Ottawa. 198 pp.

Christie, H., L. Føyn, G. Halmø and H.P. Leinaas. 1990. *Oljesølet i Prince William Sound, Alaska.* SINTEF-rapport STF21 A90049. 42 pp.

CONCAWE. 1981. *A field guide to coastal oil spill control and clean-up techniques*. (Traminer, B. et al.). Den Haag. 112 pp.

Cormack, D. 1983. *Response to oil and chemical marine pollution*. Elsevier Applied Science Publishing Co, New York.

Edwards, J.M. & R.W. Fry. 1977. Substrate characteristics within a Holocene salt marsh, Sapelo Island, Georgia. Steckenbergiana Maritima 9:215-219.

Elven, R. & V. Johansen. 1983. Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. Miljøverndepartementet -rapport T-541, 357 pp.

Elven, R., T. Alm, H. Edvardsen, M. Fjelland, K.E. Fredriksen & V. Johansen. 1988a. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. Økoforsk Rapport 1988-2A: Generell innledning. Beskrivelser fore regionen Sør-Helgeland.

Elven, R., T. Alm, H. Edvardsen, M. Fjelland, K.E. Fredriksen & V. Johansen. 1988b. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. Økoforsk Rapport 1988-2B: Beskrivelser fore regionene Nord-Helgeland og Salten.

Elven, R., T. Alm, H. Edvardsen, M. Fjelland, K.E. Fredriksen & V. Johansen. 1988c. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. Økoforsk Rapport 1988-2C: Beskrivelser fore regionene Ofoten og Lofoten/Vesterålen.

Elven, R., T. Alm, H. Edvardsen, M. Fjelland, K.E. Fredriksen & V. Johansen. 1988d. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. Økoforsk Rapport 1988-2D: Kriterier og sammendrag.

Environment Canada. 1992. *Oilspill SCAT Manual for the coastlines of British Columbia*. Environment Canada, Technology Development Branch and Conservation and Protection, Regional Program Report 92-03. Edmonton, Alberta. 245 pp.

Etkin, D.S. 1998. Shoreline Cleanup: Strategies, Impacts, and Costs. OSIR White Paper Series 2(6):1-4.

Exxon, USA. 1992. *Oil spill response field manual*. Exxon Production Research Company. Houston, Texas. 193 pp.

Farke, H., K. Wonnenberger, W. Gunkel & G. Dahlmann. 1985. Effects of oil and a dispersant on intertidal organisms in field experiments with a mesocosm, the Bremerhaven Caisson. Mar. Environ. Res. 15: 97-114.

Fingas *et al*. 1979. *The basics of oil spill cleanup.* Environment Canada.

Foget, C.R., E. Schrier, M. Kramer and R. Castle. 1979. *Manual of practice for protection and cleanup of shorelines*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Industrial Environmental Research Laboratory, Cincinnati, Ohio. Technical Report EPA 600/7-187 (2 volumes).

FOH. 1984. Oljens sjebne og effekter i havet. Avslutningsrapport fra Forskningsprogram om Havforurensning (FOH) 1976-84. Miljøverndepartementet.

Frithsén, J.B., R. Elmgren & D.T. Rudnick. 1985. Responses of benthic meiofauna to long-term low-level additions og no. 2 fuel oil. Mar. Ecol. Prog. Ser. 23: 1-14.

GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution: IMO/FAO/UNESCO/WMO/IAEA/UN/UNEP). 1993. Impacts of oil and related chemicals on the marine environment. IMO, London.

Getter, C.D., G. Cintron, B. Dicks, R.R. Lewis III and E.D. Seneca. 1984. The recovery and restoration of salt marshes and mangroves following and oil spill. In: *Restoration of Habitats Impacted by Oil Spills* J. Cairns Jr. And AL. Buikema (reds.). Butterworth Publishers, Boston. pp. 65-113.

Grice, G.D. & M.R. Reeve. 1982. Marine mesocosms. Springer Verlag New York, Inc. 430 s. ISBN 3-540-90597-0.

Gundlach E.R., P.D. Boehm, M. Marchand, R.M. Atlas, D.M. Ward & D.A. Wolf. 1983. The fate of *Amoco Cadiz* oil. Science 221:122-127.

Gundlach, E.R. & M.O. Hayes. 1978a. Investigations of beach processes. In: *The* Amoco Cadiz *Oil Spill: A Preliminary Scientific Report*. W.N. Hess (red.). NOAA/EPA Special Report. National Oceanic and Atmospheric Administration, Boulder, Colorado. pp. 85-196.

Gundlach, E.R. and M.O. Hayes. 1978b. Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. Mar. Tech. Soc. Jour. 12:18-27.

Gundlach, E.R., D.D: Domeracki & L.C. Thebeau. 1982. Persistence of *Metula* oil in the Strait of Magellan six and one-half years after the incident. OPP 1:37-48.

Halls, J., J. Michel, S. Zengel, J.A. Dahlin, & J. Petersen. 1997. *Environmental Sensitivity Index Guidelines, Version 2.0*. U.S. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 115. NOAA, National Ocean Service. Seattle, Washington, USA. 79 pp. + appendix.

Hayes, M.O. & E.R. Gundlatch. 1975. Coastal morphology and sedimentation of the *Metula* oil spill site in the Strait of Magellan. Department of Geology, University of South Carolina. 103 pp.

Hayes, M.O., R. Hoff, J. Michel, D. Scholz & G. Shigenaka. 1992. *An introduction to coastal habitats and biological resources for oil spill response.* National Oceanographic and Atmospheric Administration, Hazardous Materials Response and Assessment Division Report HMRAD 92-4. Seattle, Washington, USA.

Hershner, C. and K. Moore. 1977. Effects of Chesapeake Bay oil spill on salt marshes of the lower bay. Proceedings of the 1977 Oil Spill Conference, March 8-10, 1977, New Orleans, Louisiana. pp. 529-533.

Hess, W.N.(red.). 1978. *The* Amoco Cadiz *Oil Spill: A Preliminary Scientific Report*. NOAA/EPA Special Report. National Oceanic and Atmospheric Administration, Boulder, Colorado. 281 pp.

Hoddø T., T. Klokk, J. Sandvik, E. Sindre, P. Tømmerås, A. Østrebrødt & A. Danielsen. 1984. *Kystkartlegging Nord Trøndelag*. SINTEF Rapport STF21 A84096. 109 s.

International Maritime Organization (IMO). 1988a. *Manual on oil pollution, Section II: Contingency Planning*. IMO, London. 48 pp.

International Maritime Organization (IMO). 1988b. *Manual on oil pollution, Section IV: Combatting Oil Spills.* IMO, London. 216 pp.

International Maritime Organization and International Petroleum Industry Environmental Conservation Association (IMO/IPIECA). 1996. *Sensitivity Mapping for Oil Spill Response*. IMO/IPIECA Report Series, Volume 1. IMO, London. 24 pp.

International Maritime Organization and International Petroleum Industry Environmental Conservation Association. 1993. *Dispersants and their role in oil spill response*. IPIECA Report Series, Volume 5. IPIECA, London. 24 pp.

International Petroleum Industry Environmental Conservation Association (IPIECA). 1991. *A Guide to Contingency Planning for Oil Spill On Water*. IPIECA Report Series, Volume 2. IPIECA, London. 19 pp.

International Tanker Owner's Pollution Federation Ltd. 1987. *Response to marine oil spills*. Witherby & Co. Ltd., London. 131 pp.

Jacques, T.G., A.J. O'Sullivan, E. Donnay. 1996. *"Polscale" – a guide, reference system and scale for quantifying and assessing coastal pollution and clean-up operations in oil-polluted coastal zones*. Ministry of Public Health and Environment, Belgium & Environmental Management Service Ltd, Ireland.

Klokk, T., A. Danielsen, T. Hoddø, N. Røv, E. Sendstad, E. Sindre, P. Tømmerås & A. Østrebrødt. 1984. *Kystkartlegging Nordland*. SINTEF Rapport. STF 21 A84004. 216 s + vedl.

Komar, P.D. 1976. *Beach processes and Sedimentation*. Prentice-Hall Inc., Engelwood Cliffs, New Jersey. 429 pp.

Leendertse, P. and M. Scholten. 1987. The effects of oil on interacting salt marsh plants, An Abstract. Proceedings of the 1987 Oil Spill Conference, April 6-9, 1987, Baltimore, Maryland. pp. 529-533.

Lein, T.E., S. Hjolman, S.E. Fjeldstad, R. Küftner, P.B. Mortensen & K. Sjøtun. 1991. Skadevurdering av tilsølte strende i Sognesjøen. Sluttrapport 1990. IFM rapport nr. 9 1991, Institutt for Fiskeri- og Marin Biologi, Universitetet i Bergen.

Lowe, D.M. & R.K. Pipe. 1986. Hydrocarbon exposure in mussels: A quantitative study of the responses in the reproductive and nutrient storage cell systems. Aquat. Toxicol. 8: 265-272.

Michel, J. and I. Byron. 1997. *Shoreline Assessment Manual*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Hazardous Materials Response and Assessment Division, Report No. HAZMAT 97-4, Seattle. 72 pp.

Miljøstyrelsen. 1985. *Oprensningsteknik ved oliespild på land*.

Minister of Supply and Services. 1992. *The fate and persistence of stranded crude oil: A nine-year overview from the BIOS Project*, Baffin Island, N.W.T, Canada. Environmental Protection Series.

Moe, K.A. 1993. *Exxon Valdez Oil Spill Symposium; et utvalg av resultater, samt uttrykk for enkelte inntrykk*. Cooperating Marine Scientists AS. Rapport. 17 pp.

National Research Council. 1989. *Using Oil Spill Dispersants on the Sea*. Washington, D.C; National Academy Press. 335 pp.

NOAA. 1994. *Shoreline Countermeasures Manual: Alaska.* National Oceanic and Atmospheric Administration, Hazardous Materials Response and Assessment Division. Seattle, Washington, USA. 62 pp. + appendices.

NOAA. 1997. *Literature review of the effects of oil and oil spills on the Arctic and north temperate intertidal and shallow subtidal ecosystems.* NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 103. Seattle: Hazardous Materials Response and Assessment Division, National Oceanographic and Atmospheric Administration. 124 pp.

NOAA. 1992. *Shorelines Countermeasures manual: Temperate Coastal Environments.* National Oceanic and Atmospheric Administration, Hazardous Materials Response and Assessment Division. Seattle, Washington, USA. 62 pp. + appendices.

Owens E.H., W. Robson & B. Humphrey. 1987. Observations from a site visit to the *Metula* spill 12 years after. Spill Technology Newsletter 12:83-96.

Owens, E.H. 1994. *Canadian Coastal Environments, Shoreline Processes and Oil Spill Cleanup*. Environment Canada Report EPS3/SP5. Edmonton, Alberta. 328 pp.

Owens, E.H. 1996. *Field guide to the protection and cleanup of Arctic oiled shorelines*. Environment Canada, Prairie and Northern Region, Yellowknife, NWT. 213 pp.

Owens, E.H. and A.R. Teal. 1990. *Shoreline cleanup following the Exxon Valdez oil spill - field data collection within the SCAT Program*. Proceedings of the 13th Arctic Marine Oil Spill Program Technical Seminar. June 6-8, 1990, Edmonton, Alberta, Canada. pp. 411-421.

Owens, E.H., L.B. Solsberg, M.R. West and J.M. Walker. 1998. *Field guide for oil spill response in Arctic waters*. Emergency Prevention Preparedness and Response working group of the Arctic Council. 350 pp.

Pickard & Emery. 1982. *Descriptive Physical Oceanography: An Introduction*. Pergamon Press, Oxford. 249 pp.

Pritchard, D.W. 1967. Observations on circulation in coastal plain estuaries. In: *Estuaries*. G.H. lauff (red.). American Association for the Advancement of Science, Publication 83. pp. 3-5.

Ritchie, W. & M. O'Sullivan. 1994. The environmental impact of the wreck of the Braer. Published by The Scottish Office, Edinburgh. 207 pp.

Sakshaug, E., A. Bjørge, B. Gulliksen, H. Loeng & F. Mehlum. 1992. *Økosystem Barentshavet*. Norges Forskningsråd, Miljøverndepartementet. 304 pp. ISBN 82-90565-17-8.

Sea Empress Environmental Evaluation Committee. 1998. *The Environmental Impact of the Sea Empress Oil Spill. Final Report of the Sea Empress Environmental Evaluation Committee*. The Stationary Office, London. 135 pp. (på Engelsk og Walisisk).

Sendestad, E. & Gåseidnes, K. 1982. *Oljesølet på Hamarøy 1975. Oversikt over tilstanden på skadestedet sommeren 1980. Bruk av absorberingsmidler*. PFO-Prosjekt nr. 1402.

SFT og Direktoratet for Naturforvaltning (DN). 1996. *Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten*. SFT og DN, Trondheim. 16 pp.

SFT. 1984. *Håndbok i strandrensing – opprenskning av oljesøl på strender.* Statens forurensningstilsyn, Oslo. 105 pp

SFT. 1992. *Kjemikalieforurensning*. Del I og II.

SFT. 1993. *Skadevirkninger av akutte oljesøl*. Marint miljø. SFT-rapport nr. 93:31.

SFT. 1995. *Disponering av forurenset masse. En håndbok i valg av riktig metode for sluttdisponering av forurenset masse og brukte absorbenter etter forurensningsaksjoner*.

SFT 1998a. *Beredskap mot akutt forurensning. Beslutningsmodell for sanering i terrestrisk miljø. Håndbok i kommunal aksjons- og skadeledelse*. (veileder 98:02)

SFT 1998b. *Forskrift for sammensetning og bruk av dispergeringsmidler for bekjempelse av oljesøl*. T-716.

SFT 1999. Etterkantundersøkelser etter akutt oljeforurensning. (i trykk)

Shepard, F.P. 1950. Longshore bars and longshore troughs. U.S. Army Corps of Engineers. B.E.B. Technical Memorandum, No. 15. 31 pp.

Shiu, Y.W., M. Bobra, A.M. Bobra, A. Maijanen, L. Suntio & D. Mackay. 1990. The water solubility of crude oils and petroleum products. *Oil. Chem. Pollut*. 7: 57-84.

Statens kvartverk, Sjøkartverket. 1998. *Tidevannstabeller for den Norsk kyst med Svalbard samt Dover, England 1998*. Statens kvartverk, Sjøkartverket, Stavanger. 84 pp.

Tømmerås, P.J., A. Follestad, T. Hoddø, T. Klokk, E. Sindre & A. Østebrøt. 1985. *Kystkartlegging Sør-Trøndelag*. SINTEF Rapport STF 21 A85107. 114 s + vedl.

Tømmerås, P.J., T. Klokk, E. Sindre, O. Vie, A. Østerbrøt & H.M. Iversen. 1986. *Kystkartlegging Finnmark*. SINTEF Rapport SFT A86050.

Wardley-Smith, J. 1983. *The Control of Oil Pollution*. Graham & Trotman Publishers London.

Wentworth, W.C. 1922. Grade and class terms for clastic sediments. Journal of Geology 30:377-392.

Widdows, J., P. Dunkin & S.V. Evans. 1985. Recovery of *Mytilus edulis* L. from chronic oil exposure. Mar. Environ. Res. 17: 250-253.

11. Indeks

abrasjon 16
absorberingsmidler 54, 60
absorpsjonsmidler.... *Se* absorberingsmidler
adgang 59
adsorberingsmidler .... *Se* absorberingsmidler
aksjonsleder 77
akvakultur 39
arkeologi 39
asfaltener 9
asfaltflater 15, 26, 27, 28
avfallbehandling 69
avfallsbehåndling 70
avfallshåndtering 67
avslutning 79
bark 54
bekjempelse 8, 89
beredskap 73
beredskapsselskaper 74
beslutningsmodell 46, 82
biodegradering 10, 70
biologisk nedbrytning .... *Se* biodegradering
bioremidiering 57
bioturbasjon 28
blokkstrand 62
bløtbunnssamfunn 36
dampspyling 52
dekningsgrad 48
demobilisering 80
deponering 72, 81
dispergering 11, 13
dispergeringsmiddel .... *Se* strandrensemiddel
dokumentasjon 74, 76, 79
dyne 47, 58, 65
dynn 16, 32
dynstabilisering 58
eksponering 20, 42
emulsjondannelse 13
emulsjonsdannelse 11
epibiota 25
erosjon 16, 24, 26, 65
ESI 20, 41, 46
estuarier 18
fastfjell 16, 21
FI .... *Se* følsomhetsindeks
fisk 37
fjord 18
forbrenning 71
fordamping 10
fordampning 9, 13
form 17, 76
forvitring 10
fugl 37, 38
fylling 33
fysiografi 16, 18
følsomhet 8, 20, 40, 43, 44
følsomhetsindeks 41, 42, 43
giftighet 9, 13
gjenvinning 70
gjødsling 57
grunnvann 24, 34
habitat 8, 20, 43
harving 57
helning 42
herding 56
HMS 67, 81
hydrokarboner 68
høytrykkspyling .... *Se* trykkspyling
impemable strukturer 64
industri 39
infauna 25
influensområde 8, 74
informasjon 83
is 34, 65
jordvasking 70
kai 64
kartlegging 74, 75, 76
klippe 17
klipper 21, 61
kompostering 70
lagleder 77, 78
landkall 34
lavtrykkspyling .... *Se* trykkspyling
leirstand 28
lette 13
litoralen 35
løsmasser 16, 24, 62
manuell rensing 53, 60
meneskeskapte strukturer 64
metoder 50
metodevalg 60, 78
miljøeffekter 76
MOB 40, 46
molo 33, 64
mousse 11
målestokk 76
nedbryting 24
nedgraving 12, 24, 26, 27
nedtrenging 24, 27, 28
netto miljøgevinst 80
NSO-forbindelser 9
nulltiltak .... *Se* selvrensing
næringsstoffer 57
oljedrift 11
oljetype 9, 13
omfangsrapportering 74
oppfølging 79
opprydding 80
overskylling 51
pattedyr 37, 38
permeabilitet 23, 24
permeable strukturer 65
POLSCALE 75
porøsitet 24
prioritering 46
prioriteringsklasse 47
prioriteringsmodell 46, 47
produktivitet 43
pyrolyse 71
rekreasjonsområder 39
re-mobilisering 29, 45
rensemidler 56
ressursbehov 79
restaurering 8, 58, 65, 76
re-vegetering 58, 65
RSF .... *Se* re-mobilisering
rundsva 17
sandblåsing 52
sandstrand 24, 26, 63
sanering 8, 43, 49, 50, 89
saneringsstrategi 59
SCAT 74
sedimentering 12, 29
sekundær forurensning 45
selvrensing 51
sensitivitet .... *Se* følsomhet
separasjon 70
siltstrand 28, 63
sjøgress 30, 37
skadestedsleder 78
skimmere 54
skjellstrand 32, 64
slamsuging 54
snø 35
solidifisering 71
spredning 11, 13
stabilisering 71
standardisering 76, 77
steinstrand 27, 62
strand 7, 17
strandeng 30, 64
strandrensemidler 56
strandtyper 41, 76
strøm 12
støttetjenester 50
substrat 8, 16, 42
substratfjerning 53
svaberg 17, 21, 22, 61
sårbarhet 8
tang 36
tare 21, 36
temperatur 10
terrengkartlegging .... *Se* terrengundersøkelse
terrengundersøkelse 75, 76, 77
tetthet 11
tidevannsflater 28, 63
toksisitet .... *Se* giftighet
torvstrand 32, 64
transport 68
trykkspyling 52, 53, 60
tunge 13
utstyr 81
vakuumsuging 54, 60
vannmetning 24
vasking 71
vegetasjon 30, 36, 37
vegetasjonsfjerning 55
vind 10, 12, 26
viskositet 9, 13, 24
vrakvik 18
værforhold 59
våtmark 28, 63, 64