

Bedömningskriterier för hur "rent" är "rent" i ett hållbart samhälle?

Olja- och kemikalieutsläpp

Slutrapport

för Räddningsverket

Jonas Fejes, Sam Ekstrand, Marcus Liljeberg, Erik Lindblom , Annika
Martinsson, Mark Sanctuary, Anders Svenson

Arkivnummer: U2023

Innehållsförteckning

Förord	2
Inledning	3
1 Delrapport 1.a.I. Har vågorna format kusten? - En frekvensanalys av sambandet mellan kusttyp och vågexponering för den svenska kusten	5
2 Delrapport 1.a.II. En bildmatris för Sveriges strandtyper utifrån områdets känslighet för olja - Kartering och insamling av strandbilder fördelade på Sveriges olika havsbassänger	10
3 Delrapport 1.a.III. Hur mår stranden? - Biologiska indikatorer på återhämtning efter oljepåslag	11
4 Delrapport 1.b.I-IV. Vad är den tillåtna föroreningsgraden efter sanering av oljeutsläpp? - Utveckling av fältmetoder och verktyg	15
5 Delrapport 1.c. Hur lång är återhämtningstiden för den svenska kusten efter ett oljeutsläpp? - En litteraturstudie om naturens egna förmåga att återhämta sig för Sveriges olika kusttyper...17	17
6 Delrapport 2. Seminarie: Miljövänliga saneringsmetoder	19
7 Delrapport 3.a. What's missing from measures of Oil Spill Damages? - A closer look at ecosystem valuation and policy responses.....	20
8 Delrapport 3.a Appendix A. LFA-Workshop Kommunens kostnader och ersättning för oljeskada	23
9 Delrapport 3.b. Finns det tid att ha bråttom? - Demonstration av multikriterieanalys som stöd vid komplexa flermålsbeslut vid saneringsinsatser	24
10. Sammanfattande diskussion och slutsatser	27
11. Referenser.....	29

Förord

Räddningsverket har beviljat IVL Svenska Miljöinstitutet AB medel för att genomföra forskningsprojektet Bedömningskriterier för hur ”rent” är ”rent” i ett hållbart samhälle? – Olja- och kemikalieutsläpp. Målsättningen med projektet är att ta fram en nationell värderingsmetodik för hur långt sanering skall drivas för att anpassa insatserna till naturens förutsättningar. Metodiken ska bidra till att nå målet hållbart samhälle inom sektorn ”skydd mot olyckor” med avseende på olja- och kemikalieutsläpp.

Forskningsprojektet är indelat i fyra delprojekt, vilka i sin tur är indelade i ett antal aktiviteter. Detta är en sammanfattande slutrapport. Rapporter från resp delprojekt finns hos Räddningsverket samt hos IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

Stockholm 2007-12-21

Sam Ekstrand
Projektledare

Jonas Fejes
Chef IVLs Oljejour

Inledning

Räddningsverkets uppdrag är att arbeta för ett säkrare samhälle inom politikområdet Skydd och beredskap mot olyckor och svåra påfrestningar. Politikområdet omfattar förebyggande och konsekvensbegränsande/skadebegränsande åtgärder vid olyckor. Målet är att skydda människors liv, säkerhet och hälsa mot olyckor och förhindra eller begränsa skador på egendom och miljö. Detta sker genom säkerhetsfrämjande arbete i samhället och förebyggande åtgärder på alla nivåer så att antalet olyckor minskar och konsekvenserna av de olyckor som trots allt inträffar minimeras.

Ett viktigt inslag i den skadebegränsande verksamheten är Räddningsverkets sektorsansvar för att minska negativa påverkan utifrån de nationella miljö kvalitetsmålen. Det handlar bland annat om att minska utsläpp och spridning av miljöfarliga substanser i samband med olyckor, bland annat genom att förebygga och planera men även att tillse att det sker återställning och uppföljning. För att på bästa sätt fullfölja det ansvar som ålagts verket behövs en systematisk kunskapsutveckling inom området.

Det konstaterades vid ett nationellt konsensusmöte avseende olja- och kemikalieutsläpp, arrangerat av Räddningsverket hösten 2002, att det saknas metoder för att;

- värdera skadornas kortsiktiga och långsiktiga effekter på miljö och samhällsekonomi
- följa upp saneringsinsatser för att värdera ur miljö- och samhällsaspekter när det är dags att avsluta saneringen.

Konsensusmötet slog fast att vi nationellt kan mycket om generella ekologiska effekter av oljeutsläpp men att vi bör anpassa och tillämpa kunskaperna bättre vid svenska saneringsinsatser. Bl a måste nuvarande kunskap om effekter i havsmiljö föras över till Östersjöns betydligt känsligare och hårt ansträngda ekosystem.

Sanering av olja- och kemikalieutsläpp utförs idag huvudsakligen av socio-ekonomiska aspekter och inte av miljöaspekter. Mötet fastställde också att vi i framtiden bör sanera på bästa sätt för både miljön och samhället. Alla var eniga om att detta är det enda väg som vi måste gå för nå målet Hållbar Utveckling.

Ett led i detta är att utveckla en värderingsmetodik för hur långt sanering och bekämpning skall bedrivas för att anpassa insatserna till naturens förutsättningar för beslutsfattandet vid saneringsoperationer. T ex är beslut om lämplig slutpunkt för sanering svår och omdebatterad och många diskussioner har kretsat kring frågan ”Hur rent är rent?”. Ur ett organisatoriskt perspektiv är frågeställningen om när saneringsinsatsen anses tillräcklig väsentlig eftersom den bestämmer nivån på operationen. Och den är helt avgörande när det gäller naturens egen förmåga att återhämta sig utan fortsatt mänskligt ingripande. Utveckling av värderingsmetodik leder även till bättre kunskap och en högre kostnadseffektivitet för samhället.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB har i en förstudie åt Räddningsverket hösten 2003 (”Miljöeffekter – utveckling av kriterier och metoder för bedömning av oljesanering på svenska stränder”) undersökt vilket underlag som finns framtaget till en nationell metodik för när sanering anses fullbordad. Fastän ett flertal artiklar diskuterar förslag på olika riktlinjer gällande saneringsinsatser (Owens and Sergy (2003), Baker (1997), Dicks et al. (2002), Michel and Benggio (1999), Tebeau (1995) och US Coast Guard (2002)), finns inga internationella standarder eller förfarande framtagna för att bistå beslutsprocessen för lämplig nivå på saneringsinsats. Även i Sverige saknas det bedömningsgrunder

för när en saneringsåtgärd efter oljeskada ska anses vara avslutad. Inte ens några enhetliga tillämpbara riktlinjer förekommer för hur en ”vetenskaplig” eller ”objektiv” grundad bedömning skall göras. Oftast blir det därför en subjektiv avvägning mellan olika intressen där miljöintressen är en part, och inte alltid den starkaste.

Syfte och Mål med projektet

Övergripande syftet med projektet är att förse Räddningsverket med advekata verktyg för att nå målet hållbart samhälle inom sektorn ”skydd mot olyckor” med avseende på olja- och kemikalieutsläpp.

Målet med projektet är att ta fram en nationell värderingsmetodik för hur långt sanering skall drivas för att anpassa insatserna till naturens förutsättningar.

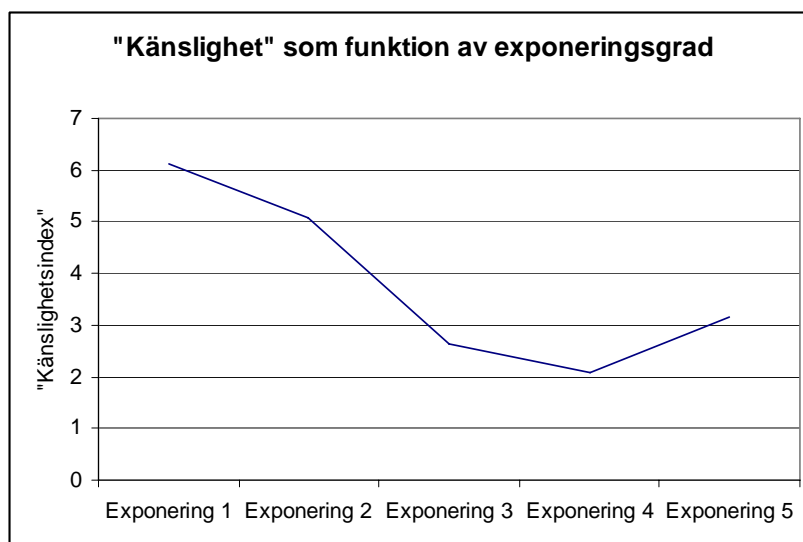
1 Delrapport 1.a.I. Har vågorna format kusten? - En frekvensanalys av sambandet mellan kusttyp och vågexponering för den svenska kusten

1.1 Hypotes

Vågexponering är en effektiv naturlig process för nedbrytning av olja. En högt exponerad kuststräcka kräver därför mindre omfattande saneringsarbete än en skyddad kuststräcka. I nuvarande riktlinjer för val av saneringsmetod efter ett olje- eller kemikaliepåslag antas det vara tillräckligt att avgöra aktuell kusttyp, det vill säga att det finns ett starkt samband mellan kusttyp och vågexponering. Beroende på riktigheten i det antagandet kan rekommendationerna därför behöva justeras. Syftet med studien är att undersöka sambandet mellan kusttyp och vågexponering.

1.2 Resultat och diskussion

Det är tydligt att det finns vissa samband mellan grad av vågexponering och kusttyp. Sambanden är dock inte entydiga. Beroende på om man betraktar frågeställning från ett exponeringsperspektiv eller ett kusttypsdito framträder olika klara bilder.



Figur 1. Genomsnittligt "känslighetsindex" per exponeringsgrad.

Figur 1 visar den genomsnittliga känsligheten för de kustsegment som utsätts för en viss vågexponering. I stort sett stämmer bilden med den förväntade – de högre exponerade kusterna har lägre känslighet än de skyddade, lågexponerade områdena. Det är endast exponeringsklass 5, mycket hög exponering, som bryter trenden med något högre känslighet än klasserna 3 och 4. Det är icke desto mindre uppenbart att lågexponerade stränder är "känsligare" än högexponerade. Resonemanget gäller för de känslighetsindex som används i kusttypsklassificeringen.

När man skiftar ståndpunkt och istället betraktar exponering per kusttyp blir bilden mer oklar. Kusttyp 9, vassbälten och strandängar, motsvarar förväntningarna med den lägsta genomsnittliga exponeringen. Detta faktum stärks ytterligare när man betraktar tabell 1. 89,5 % av stränderna av kusttyp 9 utsätts för låg till mycket låg vågexponering (klasserna 1 och 2). Det är däremot överraskande att klippbranter och stenväggar (kusttyp 1) och i viss mån grusstränder (kusttyp 3) är så lågt exponerade. Blockstränder (klass 5) är klart hårdast exponerade.

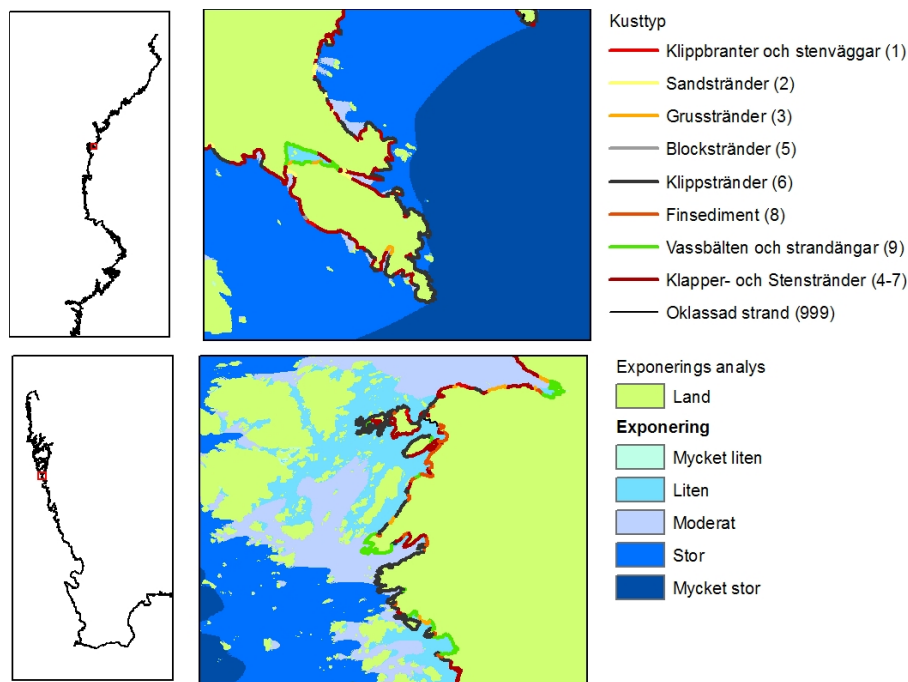
I det här sammanhanget är det dock viktigt att komma ihåg två ting rörande kusttypsindexet. För det första är det ett aggregat av faktorer som påverkar saneringsinsatser, från förutsättningar för naturligt nedbrytning (till exempel vågexponering) till förväntad artrikedom. För det andra är det just ett index, inte ett faktiskt mått på "känsligheten". Det kan därför inte antas vara linjärt och försöket att beräkna en genomsnittlig "känslighet" är därför tveksamt. Den till synes övertygande bild som ges i *figur 1* kan därför vara bedräglig.

Tabell 1. Kusttyp fördelad per exponeringsgrad, samt genomsnittlig exponering

Kust	Exp 1	Exp 2	Exp 3	Exp 4	Exp 5	Summa	Exp
1	0,8%	67,8%	17,9%	12,2%	1,3%	100%	2,45
2	0,6%	14,4%	20,1%	57,2%	7,8%	100%	3,57
3	1,6%	59,6%	26,9%	10,0%	2,0%	100%	2,51
5	0,0%	0,9%	4,5%	68,2%	26,4%	100%	4,20
6	2,3%	52,0%	24,7%	19,1%	1,9%	100%	2,66
8	3,3%	52,0%	20,1%	13,7%	10,9%	100%	2,77
9	8,9%	80,6%	8,9%	1,4%	0,1%	100%	2,03
47	2,6%	41,5%	30,9%	21,8%	3,2%	100%	2,82

Studerar man *tabell 1* framgår dock att sambandet mellan kusttyp och exponeringsgrad inte är slumpmässigt. För varje kusttyp framträder en kurva, med ett tydligt maximum för en viss grad av vågexponering som därefter faller konsekvent mot extremerna. Det ger ett starkt stöd till att dels exponeringsmodellen är korrekt, dels att kusttypsindelningen är konsekvent.

I *figur 2* visas två exempel på hur kusttypen varierar med exponeringen. Precis som antytts ovan är vissa partier stringenta, vassbälten uppträder till exempel huvudsakligen i skyddade vikar, medan klippstränder utsätts för hårdare exponering. I andra delar är bilden mer förvirrad.



Figur 2. Exempel på hur kusttyp varierar med exponeringsgrad.

En rangordning av kusttyperna efter stigande grad av vågexponering ser ut enligt följande:

- Vassbälten och strandängar (kusttyp 9)
- Klippbranter och stenväggar (kusttyp 1)
- Grusstränder (kusttyp 3)
- Klippstränder (kusttyp 6)
- Områden med finsediment (kusttyp 8)
- Klapperstensstränder/Stenstränder (kusttyperna 4 och 7)
- Sandstränder (kusttyp 2)
- Blockstränder (kusttyp 5)

Den stora överraskningen är att klippbranter är så lågt exponerade, samt i viss mån att områden med finsediment är relativt högt exponerade. En större andel av områdena med finsediment utsätts för mycket hög vågexponering (klass 5) än mycket låg vågexponering (klass 1). Områden med finsediment är dessutom den kusttyp som utsätts för näst störst andel mycket hög vågexponering, efter kombinationen av klapperstens- och stenstränder.

Sannolikt är det så att mycket lågexponerade områden övergår till att bli vassbevuxna. Närmare 60 % av alla kustsegment med mycket låg exponering är just vassbälten och strandängar.

En fördjupad studie skulle gå i två riktningar. För det första behövs en noggrannare analys av möjliga felkällor. Grunddata för kusttypsindexeringen härrör från 1969. I vissa delar har kustens utseende sannolikt förändrats. Viktigare ändå är att informationen passerat så många led, från fältobservationen via protokollföring, till digitalisering innan den använts för analys att mängden brus (små slumpmässiga fel) kanske inte är försumbar. Därtill krävs en verifiering i fält av den kategorisering som har gjorts. Har inventering från 1969 översatts korrekt till de tio kusttyperna?

För det andra skulle sambanden analyseras utifrån ytterligare. Är sambanden tydligare längs vissa delar av kusten? Är de tydligare för kuster som vetter mot ett visst väderstreck? Går det att identifiera avvikande kustsegment (med högre eller lägre exponering än genomsnittet)?

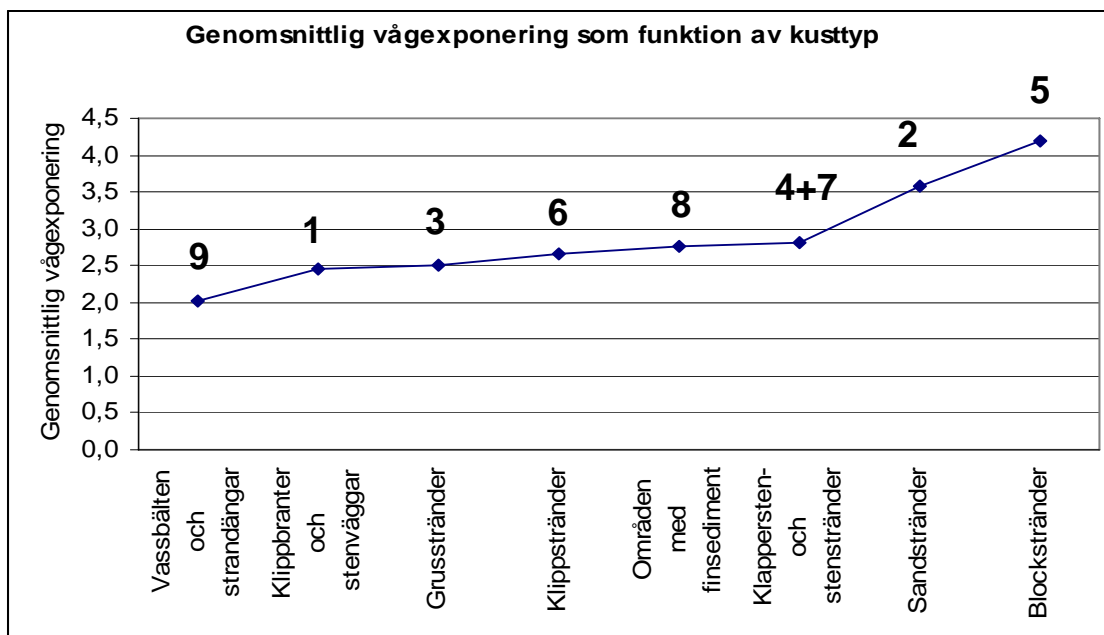
Den genomförda studien kan oavsett ovanstående förbehåll anses besvara frågan om ett eventuellt samband mellan kusttyp och vågexponering med ett bestämt ”ja”. Däremot är inte nuvarande kusttypsindex en riktig beskrivning av detta samband. Det kan vara nödvändigt att överväga om listan över kusttyper bör justeras utifrån här presenterade resultat. Man kan även tänka sig att man faktiskt separerar kusttyp och vågexponering vid bedömning av saneringsbehov. En sådan lösning förutsätter dock mer bakgrundsinformation. Exponeringsgrad kan vara svårt att avläsa direkt i fält, utan är en parameter som man lämpligare tar hänsyn till under planeringsstadiet, då man kan utnyttja särskilda exponeringskartor. Det ligger dock utanför den här delstudien att råda i den frågan.

1.3 Slutsatser

Det finns ett tydligt samband mellan kusttyp och grad av vågexponering. Mest uppenbart är det i fallet med vassbälten och strandängar (kusttyp 9), där 90 % av kustsegmenten utsätts för låg till mycket låg vågexponering, samt blockstränder (kusttyp 5) där 95 % utsätts för hög till mycket hög vågexponering.

Sett över hela landet är resultatet det förväntade, lågexponerade kustområden har högre ”känslighetsindex” än högexponerade. Vid en mer detaljerad studie, kusttyp för kusttyp visar sig situationen föga överraskande vara mer komplex.

Den genomsnittliga vågexponeringen skiljer kraftigt från lägst till högst exponerad kusttyp (se figur 3). Rangordningen skiljer sig dock från nuvarande indexering (se känslighetsindex som är inlagt i figur 3). Det kräver ytterligare studier för att avgöra hur den här informationen ska påverka framtida rekommendationer för saneringsarbete.



Figur 3. Genomsnittlig vågeponering för studerade kusttyper.

2 Delrapport 1.a.II. En bildmatris för Sveriges strandtyper utifrån områdets känslighet för olja - Kartering och insamling av strandbilder fördelade på Sveriges olika havsbassänger

2.1 Hypotes

Hypotesen är att den idag fastställda svenska kustklassindelningen stämmer överens med verkligheten och om den har en samstämmighet med Gundlach & Hayes (1978) indelning av kusttyper.

2.2 Slutsatser

Hypotesen att Gundlach & Hayes (1978) indelning av kusttyper är applicerbar på svenska stränder stämmer, och hypotesen förkastas därmed inte. En viss modifiering som tidigare gjorts av kustklassindelningen (Lindgren och Fejes, 2004; Räddningsverket, 2006) medför att den korrelerar väl med verkligheten.

Projektet har bidragit till en struktur för en bildmatris av strandtyper. Mycket strandmaterial har hittats och lagts in i matrisen. För att åstadkomma en komplett sådan, behövs ytterligare fältinsatser, framförallt för att täcka upp flertalet kustklasser för havsbassängerna Bottenhavet/Bottenviken samt enstaka klasser för Kattegatt/Skagerack. Insatser kommer att utföras under våren 2006 för Bottenhavet/Bottenviken (Ericsson, M, 2006).

Bildmatrisen är idag utformad som en pre-version i Word med länkar. Framgent är det inbjudande att omformatera matrisen till ett format som gör den mer lättillgänglig och sökbar. Flera användningsområden av matrisen har identifierats under projektets gång, dels som komplettering till saneringsmanual för olja på svenska stränder (Räddningsverket, 2006), dels som information till den digitala Miljöatlasen. Målet med studien är att med hjälp av bildmatrisen lättare kunna identifiera strandtyp samt tillhörighet av kustklass.

3 Delrapport 1.a.III. Hur mår stranden? - Biologiska indikatorer på återhämtning efter oljepåslag

3.1 Hypotes

Hypotesen är att ett visst områdes känslighet och återhämtningsförmåga kan beskrivas genom förändringar i förekomst av karaktärsarter/nyckelarter.

3.2 Resultat och diskussion

3.2.1 Litteraturstudie

En litteraturstudie av rapporter och andra publicerade erfarenheter från ett antal fartygsolyckor med omfattande oljeutsläpp, både svenska och internationella, har genomförts (se litteraturlista). Litteraturstudien visar att det i dagsläget inte har identifierats någon lämplig indikator på naturens återhämtning. Hypotesen för studien måste därför förkastas med rådande kunskapsläge; det går *inte* att beskriva återställd ekosystemfunktion med hjälp av lämpligt vald karaktärsart.

De tillgängliga erfarenheterna kan grupperas i två kategorier:

- **Observationer av akuta effekter.** Det finns ett antal rapporter, bland annat efter Baltic Carrier (Anon, 2002), som beskriver de akuta effekterna på ekosystemet. Rapporterna redovisar förlust av fåglar och fisk men även dos-respons samband för lägre organismgrupper. Dessa studier är begränsade till olycks- och saneringsförloppet och omfattar ej återhämtningsförloppet. Erfarenheterna kan däremot vara värdefulla för att beskriva konsekvenserna av olika typer av spill. De kan därför användas till exempel för att verifiera den bedömningsnyckel som finns föreslagen (Lindgren, Fejes, 2004).
- **Omfattande studier av naturlig återhämtning.** Den andra kategorin utgörs av studier av återhämtningsförlopp för en specifik parameter. Exempel på välstuderade olyckor är Tsesis och Exxon Valdez (Edwards et al. 1999). Dessa studier är ofta av grundforskningskaraktär (och därmed alltför resurskrävande för enskilda kommuner). De är vanligen inriktade på kemiska och biologiska parametrar som inte låter sig avläsas med enkla hjälpmedel.

Trots att båda typerna av studier belyser viktiga delar av den återhämtning som de sökta indikatorerna ska beskriva är de inte tillräckliga. Det som saknas är helhetssynen, att betrakta systemet snarare än de ingående delarna. Till stor del beror det naturligtvis på svårigheten i att kvantifiera och inte minst verifiera resultat från en dylik studie. Troligen beror det även delvis på att idén är ny och därför inte har kunnat prövas.

3.2.2 Potentiella indikatorer baserade på tidigare erfarenheter

I brist på stöd i litteraturen har ansträngningar gjorts för att identifiera lämplig indikator utgående från andra erfarenheter som insamlats genom IVLs Oljejour. En användbar indikator måste för det första reagera på oljepåslaget för att därefter återhämta sig i takt med att stressen minskar och upphör. Därtill kommer kravet på att indikatorn ska vara observerbar direkt i fält utan krav på annan utrustning än vad som kan anses vara allmänt tillgängligt.

En svårighet är att skilja på sviterna av störningen och fluktuationer till följd av naturliga variationer. Vad som ser ut att vara ett oväntat långsamt återhämtningsförlopp skulle kunna vara kombinationen av en normal återhämtning och ovanligt dåliga naturliga förutsättningar för återkolonisation (beroende på väder eller andra yttre faktorer). Det kommer därför att vara nödvändigt att – om möjligt – utse en referensstrand där de ostörda förhållandena (tillståndet före påslaget) i hög grad överensstämde med de för den drabbade stranden.

Utgående från tidigare erfarenheter har ett antal potentiella indikatorer identifierats. För var och en av dessa redovisas nedan de främsta argumenten för. Dessvärre visar studien att det i samtliga fall finns så tunga argument emot att inget av förslagen kan anses vara tillförlitligt nog för omedelbar användning. Samtliga exempel har betydande begränsningar i kusttyp samt geografisk och årstidsmässig tillämpbarhet.

Tidigt väcktes idén om att använda sjöfågel som biologisk indikator på naturens återhämtningsförlopp. Är det möjligt att säga något om en strands tillstånd genom att observera från- eller närvaro av vissa fågelarter eller artgrupper? Fåglar med födosöksområde på stranden befinner sig högt upp i näringskedjan. Därmed påverkas de indirekt av samtliga förändringar på lägre stående organismgrupper. Därtill drabbas de direkt av olja genom förgiftning och konditionsnedsättning. En annan fördel med fåglar är det goda kunskapsläget och tillgången på kvalificerade observatörer. I stort sett hela landets kust observeras mer eller mindre kontinuerligt av fågelskådare och ornitologer. Det bör därför finnas bra beskrivningar av ostörda förhållanden. Sist, men inte minst, är det pedagogiska värdet stort eftersom oljeskadade sjöfåglar ofta uppmärksammas mest vid ett utsläpp. Det är lockande att fråga samma fåglar om stranden är ren igen.

Två indikatorvarianter har övervägts. Först föreslogs **vadarfåglar** som till stor del födosöker och uppehåller sig på stranden och i skvalpzonen. För det andra **dykande änder**. Musselbankar är viktiga födosökslokaler för olika dykande fåglar. Avståndet från land till fåglarnas fiskeplatser bestäms av djupet (kombination av hur djupt musslorna kan leva respektive fåglarna kan dyka). För att vara en användbar indikator för återhämtningen av kuststräckan är bara de bankar aktuella som ligger så nära att fåglarna kan observeras med handkikare.

Båda förslagen lider av att fåglarnas utbredning är alltför sporadisk för att de ska fungera som pålitliga indikatorer. Frånvaro av fågel kan förklaras med ett stort antal andra faktorer än påverkan efter ett oljespill. Vadarfåglar är inte tillräckligt stationära för att tjäna som indikator. En tillfälligt övergiven strand kan vara fortsatt öde även efter återhämtning då fåglarna dragit vidare till nya födosökslokaler. Musslor har god uthållighet mot olja. För att skadas i sådan omfattning att födosök påverkas för dykande fåglar krävs ett betydande utsläpp av tung olja som sjunker till botten. Musselbankar kan i en del kustområden ligga alltför långt ut i havet för att fungera som en bioindikator för föroreningssituationen vid stranden.

Två fiskarter har diskuterats som bioindikatorer. **Tånglaken** förekommer utmed stora delar av den svenska kusten. Den är stationär och föder levande ungar. Arten lämpar sig därför väl som

indikator för kontroll av miljögifters biologiska effekter. Även **storspigg** är stationär och används som bioindikator. Förslagets omedelbara nackdel är att indikatorerna inte kan avläsas direkt, utan kräver fiskeinsatser.

Ytterligare tre organismer har undersökts i samma syfte: **havstulpaner** och molluskerna **strandsnäckor** (*Littorina sp.*) och **skålnäckor** (*Patella sp.*). Alla påträffas i strandzonen på klippunderlag och deras förekomst är vitt spridd och frekvent åtminstone vid högre salthalter i havsvattnet. Uppgifter om dödlighet vid oljepåslag finns redovisade i litteraturen (t.ex. Raimondi et al. 1999, Foster et al. 1971, Chan 1973). Återhämtningen efter en oljeolycka kan dock variera från flera månader till flera år (Southward & Southward 1978, Vesco, Gillard 1980, Hawkins & Southward 1992). Mot en generell användbarhet som bioindikatorer talar uppgifter om att flera av dessa organismer överlevt ett oljepåslag (ex. Exxon Valdez) och en erfarenhet från oljeolyckan med Sea Empress där larver av *Patella* och havstulpaner etablerade sig på stränder samma år, dvs endast några få månader efter olyckan som inträffade i februari. En komplicerande faktor med havstulpaner är dessutom att avgöra om organismerna verkligen lever på t.ex. en tidvattenstrand som torrläggs delar av dygnet.

Slutligen har **blåstång** föreslagits. Blåstång växer på hårdbottnar längs södra Sveriges kuster. Efter hårt väder driver blåstång i land och packas i vallar längs vattenbrynet, vilket är lätt observerbart. Från bland annat undersökningar efter Tsesis-olyckan är det känt att oljeutsläpp allvarligt kan skada blåstångsamhällen. En omedelbar minskning och därefter gradvis återhämtning av ilandfluten blåstång bör därför kunna användas som indikator på återhämtningsförloppet. En uppenbar nackdel är att andra typer av skador på blåstång, till exempel mekanisk påverkan av is, är svåra att skilja från oljans effekt. Dessutom påverkar återkolonisationstakten av tång hur praktiskt användbar indikatorn är.

Inget av förslagen är således färdigt för omedelbar användning. Vid en tillräckligt kraftig störning av ett system finns alltid en risk för att ett nytt stabilt tillstånd inträder. Ett samhälle som ursprungligen upprätthållt en tillräckligt stark population för att stå emot yttre tryck kan efter störning kollapsa och ersättas av ett nytt. Även efter fullständig återhämtning kan alltså det nya tillståndet skilja sig från det situationen före påslaget (Baker 1991). Den naturliga återhämtningen kan resultera i en permanent förändring av det lokala ekosystemet. Beroende på strandens värden kan detta vara acceptabelt eller ej. Ytterligare studier krävs för att identifiera dessa risker.

3.3 Slutsatser och förslag till fortsatt verksamhet

Det finns ej tillräckliga erfarenheter för att föreslå en praktiskt tillämpbar biologisk indikator på naturens återhämtning efter oljepåslag. Två tänkbara indikatorer är blåstång som flutit iland på stränder och födosökande dykänder vid musselbankar. Dessa måste karakteriseras bättre för att bli fullt användbara. Båda förslagen är begränsade både geografiskt och i tiden.

Behovet av att följa upp hur framgångsrik en oljesanering har varit är uppenbart. Det är nödvändigt för att förbättra metoder och utrustning, öka kunskapen om deras användning och för att utvärdera rimligheten i kostnader.

Att konceptet med biologiska indikatorer inte är etablerat betyder inte att det är ointressant. Tvärtom skulle konceptet förmodligen vara värt att tillämpa inom ett vidare område. En uppföljningsmetod såsom den skissats här skulle ingå som ett verktyg i den större verktygslåda som måste finnas till hands. Observationer av enkla parametrar i fält kan komma att ge värdefull och

användbar information till ledning för beslutsfattare, men kan inte ersätta en fullständig bedömning som måste baseras på kemiska analyser och detaljerade studier av förhållandena under vattenytan.

Potentialen är med andra ord så stor att datainsamling bör uppmuntras. Som en del i dokumentationen av ett oljeutsläpp och saneringsinsatsen bör observationer av exempelvis ilandfluten blåstång och dykande änder ingå. Om möjligt ska materialet kompletteras med äldre information, exempelvis genom lokala ornitologer eller motsvarande.

Det är nödvändigt att testa de förslag som har presenterats här på ett verkligt oljeutsläpp. Därför är det önskvärt att det finns beredskap för en sådan insats när ett oljeutsläpp sker i framtiden. För att öka chanserna till att kunna samla in data om de ostörda förhållandena (referensdata) är det avgörande att komma igång så snart som möjligt efter påslag.

Målet är att kunna fråga stranden hur den mår. I väntan på att lära känna strändernas språk får man fråga dem som känner stranden. Förslagsvis inleds datainsamlingen genom en workshop, dit personer med god lokalkännedom bjuds in. Gemensamt diskuteras vilka strandens viktigaste karaktärsdrag är och utgående från det hur ekosystemfunktionen kan beskrivas i det aktuella fallet. Det kan lämpligen ske genom LFA-metoden (Logic Framework Approach). Efter att konsensus nåtts vidtar arbetet med att samla in bakgrundsdata. Därefter följer regelbundna fältobservationer av de valda indikatorerna. Förslagsvis observeras ett antal potentiella indikatorer parallellt för att sedan kunna utvärderas sinsemellan.

Såväl under pågående projekt som efter avslut ska erfarenheterna spridas i en vidare krets för att tjäna som inspiration och stöd vid uppföljningen av andra oljeutsläpp. Den långsiktiga målsättningen är att identifiera indikatorer som är tillämpliga för hela Sveriges kust. Då blir det möjligt att fråga stranden hur den mår.

4 Delrapport 1.b.I-IV. Vad är den tillåtna föroreningsgraden efter sanering av oljeutsläpp? - Utveckling av fältmetoder och verktyg

4.1 Hypotes

Syftet med studien är att utveckla enkla metoder som skall kunna användas i fält under pågående, samt efter avslutad, saneringsinsats. Med hjälp av metoderna skall det gå att avgöra om saneringen är tillräcklig och om eventuell kvarlämnad olja inte längre utgör ett hot.

4.2 Slutsatser

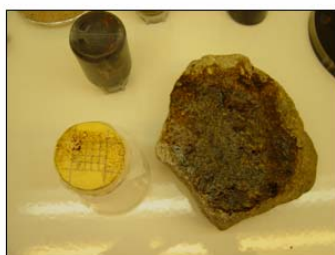
Ur ett miljöperspektiv kan en viss mängd olja lämnas kvar på stranden. Naturen får själv ta hand om de oljerester som lämnats kvar och med andra ord genomgå en naturlig återhämtning. Naturens känslighet och förmåga till återhämtning beror till stor del av strandtyp, årstid, exponering och oljetyp. Behovet har därför ökat av att ha tillgång till metoder som kan påvisa när en sanering är tillräcklig.

Syftet med studien är att utveckla enkla och snabba metoder som skall kunna användas i fält under pågående saneringsinsats. De parametrar som bäst beskriver oljans miljöpåverkan efter en sanering är "klibbighet", "blödning" och "avskrapbarhet". Med klibbighet avses om ett föremål (t.ex. en fågel) kommer i kontakt med oljan och blir smutsigt. "Skrapa av" är en mängdmetod, som visar på om olja skavs av vid kontakt eller inte. "Blödning" visar på om oljan "blöder", dvs om klibbig olja tränger fram ur torkad olja vid ökad temperatur.

De metoder som föreslås i detta projekt är både enkla och snabba fältmetoder som baseras på visuella fältobservationer (Figur 1). Klibbighetstestet utförs med ett tryck om 0,1 kg/cm² (motsvarar trycket från en större fågel t.ex. svan) och klibbigheten avläses på en duk av teflon. Avskrapbarhet testas med en skrapa med avrundad bas och blödning testas genom upphettning. Blödning mäts genom uppvärmning av oljeklump för att se om klibbig olja tränger ut inom det temperaturintervall man vill studera

Ett schema som illustrerar hur testmetoderna ska användas har tagits fram och kan användas som bedömningsnyckel (Figur 2). Det första steget är att undersöka om oljan klibbar och svaret (ja eller nej) är avgörande för vilken väg som ska väljas. En slutpunkt är "ingen åtgärd" vilket innebär att den olja som finns kvar kan lämnas för naturlig nedbrytning.

Tre praktiska, enkla och täckande testmetoder



Klibbighet



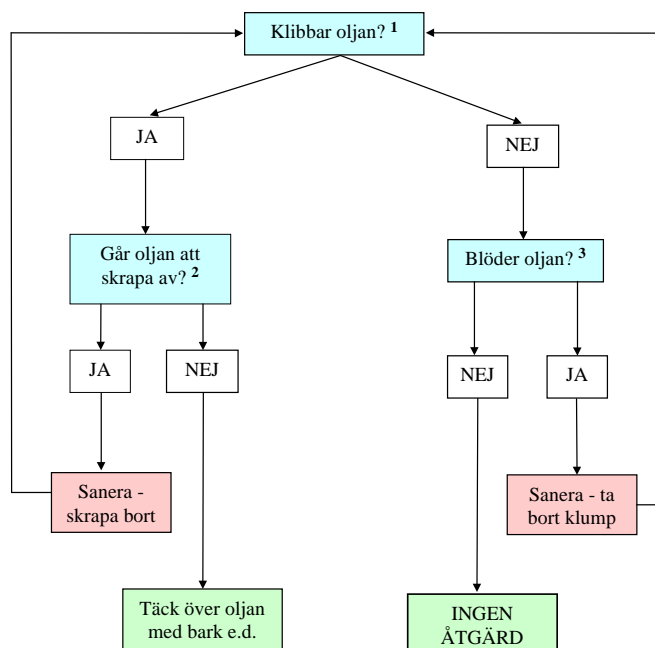
Avskrapbarhet



Blödning



Figur 1. Utvecklade testmetoder för klibbighet, avskrapbarhet och blödning.



Figur 2. Beslutsschema som illustrerar hur testmetoderna används i en beslutsprocess.

5 Delrapport 1.c. Hur lång är återhämtningstiden för den svenska kusten efter ett oljeutsläpp? - En litteraturstudie om naturens egna förmåga att återhämta sig för Sveriges olika kusttyper

5.1 Hypotes

Hypotesen är att den naturliga återhämtningscykeln för olika svenska kusttyper skiljer sig åt.

5.2 Resultat och diskussion

Denna studie har fastställt tidskalan för ekologisk återhämtning för olika sanerade och icke sanerade kustområden. Vid bedömning av stränders olika återhämtningsfaser var de tre återhämtningstegen (återkolonisation/återhämtning/återställt ekosystem) inte alltid representerade. I de flesta fall hade studierna av oljeutsläpp inte följts upp hela vägen. Oftast avbröts uppföljningen när stränderna delvis börjat återhämta sig. Få studier beskriver intensiteten och varaktigheten av saneringsinsatsen. De kustområden som är väl undersökta efter oljeutsläpp är exponerad klippkust, moderat exponerad klippkust, skyddad klippkust och eng. salt marshes (som i denna studie har översatts till Sveriges känsligaste kustområden, vassbälten och strandängar (kusttyp 9)).

Observationerna slog fast att sanering inte vanligtvis höjer återhämtningshastigheten på oljepåverkade stränder. Det visade sig också att kraftigt förorenade klippstränder och i vissa fall andra klippstränder som sanerades, hade en försenad återetablering av biota och fördröjda återhämtningsprocesser. En allt för intensiv saneringsinsats ger dessutom skadliga effekter på miljön, t.ex. genom sterilisering av området som i värsta fall utplånar all biota. En sådan insats förhindrar det som skulle kunna ha format grunden till påföljande återhämtningsprocess. Sterilisering tar bort eller försvagar de fysisk-kemiska förutsättningarna för utveckling av nya växter och organismer. Många forskare hävdar att det effektivaste sättet att tillförsäkra återhämtning i hög-energi-områden, där den naturliga nedbrytningen går relativt snabbt, är att ingen saneringsinsats genomförs.

För känsliga områden (salt marshes, som i denna studie har översatts till vassbälten och strandängar) går åsikterna isär, vissa sanerade stränder visar på påskyndad återhämtning, medan andra sanerade stränder uppvisar en försenad återetablering av arter. På de stränder där saneringen var snabb accelererade återkolonisationen av arter.

Fallstudier på klippkuster där fullständig uppföljning av återhämtning skett, visar att områdena uppnår återställt ekosystem inom 3 år. Variationen mellan fallstudierna avspeglar områdets lokala kondition samt val av saneringsmetod och -intensitet. Det är inte heller realistiskt att förvänta sig att oljepåverkade stränder återhämtar sig under en kortare tid, eftersom de naturliga processerna av kolonisering och invandring av arter kräver denna tidsram.

Motsvarande jämförelse för känsliga områden visar på att förväntad återhämtningstid är omkring 5 år. För de känsliga områdena finns mindre tillgänglig data över återhämtningstiden, fler vidare studier vore eftersträfvansvärt. Det verkar dock orimligt att förvänta sig att de naturliga processerna skulle ta kortare tid på sig än 5 år för dessa områden.

5.3 Slutsatser

Det finns tillräckliga erfarenheter från oljeutsläpp i olika miljöer för att kunna fastställa vilken återhämtningstid olika kusttyper har. De kusttyper som är väl dokumenterade är: exponerad klippkust, moderat exponerad klippkust, skyddad klippkust och eng. salt marshes (som i denna studie har översatts till Sveriges känsligaste kustområden, vassbälten och strandängar (kusttyp 9)). Exponerad klippkust översätts här som svensk kusttyp 1: klippbranter och stenväggar. Dessa fyra identifierade kusttyper sträcker sig från Sveriges minst känsligaste till mest känsliga kusttyp (Kusttyp 1: Klippbranter och stenväggar - Kusttyp 9: Vassbälten och strandängar), vilket i stor utsträckning representerar Sveriges olika kusttyper.

Exponeringen, dvs vågenergin, avgör hur snabbt ett område återhämtar sig. Hög exponering = behövs ingen sanering, alternativt mycket grov. Låg exponering = försiktig/grov sanering. Intensiv sanering påskyndar inte återhämtningen.

Hypotesen är att den naturliga återhämtningscykeln för olika svenska kusttyper skiljer sig åt, vilket inte kan förkastas. De slutsatser som kan dras utifrån de uppgifter från oljeutsläpp som finns tillgängliga är att uppskattningsvis 85% av klippkust och 75% av särskilt känsliga områden (vassbälten och strandängar, motsvarighet till eng. salt marshes) återhämtar sig efter tre respektive fem år. Sanering på exponerade klippstränder kan resultera i en försenad återhämtningsprocess. Sanering för vissa känsliga områden (vassbälten och strandängar) kan påskynda återhämtningen under förutsättning att insatsen är snabb.

6 Delrapport 2. Seminarie: Miljövänliga saneringsmetoder

6.1 Syfte

Syftet med seminariet var att diskutera behovet av att miljöanpassa sanering med entreprenörer, myndigheter och kommuner.

6.2 Slutsatser

Den nu gällande saneringsmanualen från Räddningsverket fyller i stort sett kraven på miljövänliga saneringsmetoder. Det finns dock fortfarande utrymme för förbättringar, bl a genom att minska mängden avfall samt förbättra de hårda saneringsmetodernas miljöpåverkande effekter.

Saneringsexperterna som deltog i seminariet påtalade flera gånger att sanering av välbesökta stränder (t ex hamnar, klippvallar, sandstränder) oftast kräver en mer driven sanering jämfört med otillgängliga områden (vassbälten mm). Det är därför viktigt att ta hänsyn till detta krav när saneringsmetoderna skall förbättras mot miljövänligare/mjukare metoder. Diskussionen på seminariet visade att hårda saneringsmetoder som hetvatten, högtryck och ånga fortfarande behövs för vissa strandtyper och situationer. Frågan är då hur dessa metoder skall användas/utformas för att bli miljövänligare/mjukare. Jämfört med idag krävs troligen ett bättre beslutsstöd av var och hur metoderna skall användas samt var och hur de inte skall användas innan saneringen påbörjas.

7 Delrapport 3.a. What's missing from measures of Oil Spill Damages? - A closer look at ecosystem valuation and policy responses

7.1 Objectives

The objectives of this study are threefold:

- Provide a framework to further the understanding of damages from oil spills towards determining an appropriate level of prevention, compensation and clean-up and response. In other words, what are the socio-economic losses associated with an oil spill event and who should be compensated.
- Establish a basis for an improved oil spill compensation regime at the local and national levels.
- Connect local Swedish experience to economic losses from oil spills and identify areas for action and improvement of existing practice.

7.2 Conclusions and recommendations

Sweden's ability to effectively evaluate oil spill damages is not in line with international best practice. In the event of a significant oil spill off Sweden's coast, current assessment methods put a portion of the burden of the damage on to the Swedish taxpayers. A more efficient and distributionally effective solution would adhere to the "polluter pays" principle. This report is a first step in identifying areas where practice could be improved.

To distinguish between socioeconomic and environmental damages is arbitrary. It is not possible to divide economy from the environment and environment from economy given the close dependence between the two. In this report we have drawn on some simple concepts of environmental/ecological economics and sought to construct a more consistent and rigorous picture of the economic losses associated with oil spills. It is clear that the economy and people's welfare is dependent on direct and indirect inputs from the environment. The different types of economic value provided by the diverse range of ecosystem goods and services, makes the distinction between "environmental damages" and "socio-economic damages" redundant.

World Bank (2005) has taken a careful look at ecosystem valuation. In their approach, the value of an ecosystem can be broken down according to how these services are used. *Direct use value*,

Indirect use values, *Option Values* and *Non-use values* are different components of an ecosystem's value that should be considered when assessing ecosystem damages. Taken together, these different types of value can be used to build up a more holistic appreciation of natural resource value.

Some of the components of ecosystem value are easier to determine than others. Goods and services that are traded on well developed markets tend to be somewhat easier to value as their demand functions can be used to assess their economic value.

In the event of an oil spill, one is not only concerned with the economic losses incurred, but also with the distributional aspects of the accident; equity and efficiency are two crucial aspects of good policymaking and “who loses and who should be compensated?” is a central question here. Under the current regime a significant portion of the economic losses associated with an oil spill are *not* borne by the polluter. There are a number of challenges that have contributed to the cost of oil spills being shifted to varying degrees away from the polluter. Part of the problem lies in the fact that it is difficult to set a value on many aspects of the ecosystem. For example, non-use value such as biodiversity or climate regulation might not be included in the damage assessment simply because there is no market for these. The complex connections between ecology and economy make it difficult to value these aspects.

The review of oil spill experience covered in this report shows that most valuation of ecosystem goods and services focus on use value, i.e. direct use, indirect use and to a lesser extent, option value. These types of value are often, in a relative sense, easier to monetise as they deal with things for which a market exists. It is also in this area where compensation for damages is more readily defined and even obtained from governments or funds like the IOPC. Non-use value on the other hand, is normally not valued.

7.3 Recommendations and Next Steps

The objectives of this undertaking were to:

- Provide a framework to further the understanding of damages from oil spills towards determining an appropriate level of prevention, compensation and clean-up and response. In other words, what are the socio-economic losses associated with an oil spill event and who should be compensated.
- Establish a basis for an improved oil spill compensation regime at the local and national levels.
- Connect local Swedish experience to economic losses from oil spills and identify areas for action and improvement of existing practice.

In order to build upon the results of the August 2006 Ystad workshop as well as the review of practice, we recommend the following next steps:

- Continued research on international best practice in oil spill damage assessment, response and clean-up with an eye towards adapting this practice to the Swedish Context. Improve capacity to take advantage of best practice for ecosystem valuation and assessment of economic losses.
- Assess the current oil spill compensation regime and, together with more robust and comprehensive damage assessment tools, identify areas where compensation mechanisms need to be improved.
- Cooperation with other international policy experts on oil spill damage assessment in order to strengthen Swedish knowledge and capacity on the subject.
- Support dialogue between different stakeholders at the national and local level in order to identify those priority areas where capacity can be strengthened and those political, social, economic and technological barriers to more effective practice.
- Investigate options for regional cooperation (Baltic or Scandinavian wide) on common approaches for oil spill damage assessment and liabilities. Work towards improving

regional and even international standards for oil spill damage assessment and compensation.

8 Delrapport 3.a Appendix A. LFA-Workshop Kommunens kostnader och ersättning för oljeskada

8.1 Syfte

Syftet var att belysa de indirekta, alternativa och passiva kostnaderna (förlorat värde) som samhället drabbas av. Fallstudien utgörs av oljeutsläppet Fu Shan Hai 2003.

8.2 Sammanfattning av workshop

Om kommunerna haft bättre kunskap om samhällets egentliga kostnader så hade förberedelserna skett på annat sätt vad gäller dokumentation o.d. Dessutom hade ersättningsbeloppen varit av annan dignitet (hur redovisa och värdera kostnader och skador?).

I de två kommunerna, Simrishamn och Ystad, var turism och ökat tryck på kommunal service de stora kostnaderna för samhället (Fu Shan Hai).

Gruppen ansåg att kommunikation och trovärdighet var viktiga parametrar att jobba med, de parametrarna ger omfattningen på samhällsekonomin.

Arbetet med oljeutsläpp innebär ökat slitage på samhällets investeringar, vilket borde kunna ersättas.

Marknadsvärde på det drabbade området sjunker, om än tillfälligt. Kan dock ge följdverkningar i form av ändrat beteende hos marknaden. Infrastrukturens bundna kapital sjunker.

Pengar som används vid operationen skulle använts till annat om inte oljepåslaget ägt rum (alternativ kostnad)

8.3 Rekommendationer till fortsatt arbete

Information om hur olja skadar samhället i allmänhet och metoder för att värdera oljeskadors effekter på samhällsfunktionerna.

Efterfrågar mer internationell info om hur värderat skador. Turismens skadekostnad i t.ex. Frankrike.

Fonder och försäkringsbolag, vad gäller? Vad ersätter de?

Arbeta för enhetlig internationell standard

Bättre verktyg för att få rätt ersättning!

9 Delrapport 3.b. Finns det tid att ha bråttom? - Demonstration av multikriterieanalys som stöd vid komplexa flermålsbeslut vid saneringsinsatser

9.1 Syfte

Syftet är att på sikt förbättra framtida beslutsprocesser inom oljeskyddet, inkluderande både beredningsplanering och utformning av saneringsinsatser. Besluten skall grunda sig på såväl ekonomiska som sociala och ekologiska aspekter. Avvägningen mellan olika intressen skall ske rationellt och välgrundat.

Målet med studien är att demonstrera styrkor och svagheter med multikriterieanalys vid komplexa beslut. Det skall uppnås genom att använda en fiktiv saneringsinsats som exempel och utgående från den

- jämföra påverkan på vitt skilda intressen (miljö, ekonomi och samhälle) på ett rationellt vis,
- undersöka hur olika grupper och individers bakgrund och förkunskaper påverkar resultatet, samt
- ge ett exempel på hur beslutsprocessen kan dokumenteras för att på så vis öka transparensen och möjligheten att i efterhand utvärdera ett visst beslut.

Det studerade exemplet är endast ett av en lång rad tänkbara tillämpningar. En förhoppning är att studien även skall uppmuntra till multikriterieanalys inom andra delar av oljeskyddsarbetet, där så inte redan sker.

9.2 Resultat och diskussion

Innan man drar några slutsatser av hur de olika saneringsalternativen rangordnas måste det upprepas att det här rör ett fiktivt påslag. Modellens oväntat höga stabilitet med avseende på viktning (identisk eller likartad rangordning vid måttliga variationer i viktning) understryker också att konkretiseringen av alternativen i hög grad styr utfallet av analysen. Eftersom syftet med studien var att demonstrera metoden har konkretisering skett utan den kvalitetsgranskning som skulle krävas för en verklig tillämpning. Respondentgrupp 2 uttryckte sin skepsis inför rangordningen, då alternativet Manuell sanering beskrivs som den minst gynnsamma enligt modellen. Samtidigt framhålls den av såväl Räddningsverket som IVL:s Oljejour som en lämplig eller mycket lämplig metod att använda i många fall, i kraft av att vara en ”mjuk” metod. Vad är det då som gör att metoden får så höga poäng i den här analysen, trots att den anses vara att föredra i många fall? Enkelt uttryckt så får de övriga alternativen låga poäng i minst en kategori, vilket sänker

totalpoängen. Av båda grupperna ges Manuell sanering högst poäng i kategorien Samhälle, tredje högsta poäng i kategorierna Ekonomi och Miljö. Naturlig återhämtning och Minimal insats erhåller låga poäng i kategori Miljö (särskilt tydligt för respondentgrupp 1) och med respondentgrupp 2:s viktning även i kategorin Samhälle (då dessa saneringsinsatser kräver extremt lite resurser och därmed beskrivs ha låg komplexitet och liten inverkan på övrig kommunal service, något som grupp 2 viktat högt). Maskinell sanering och Maximal insats får låga poäng i kategorin Ekonomi. En betraktelse av nollviktningen visar att skälet till Manuell sanering inte hamnar sist är att parametern konsumtion under saneringsfas hjälper alternativet (då manuell sanering antas kräva mycket folk och utrustning som driver upp den lokala konsumtionen). Den parametern har genomgående givits låg vikt. Bortses från den effekten hamnar Manuell sanering även vid nollviktning. Det är återigen en bekräftelse på att val av påverkansparametrar i kombination med hur beslutssituationen konkretiseras är centralt.

9.3 Slutsatser

Den genomförda demonstrationen visar, enligt författaren, att multikriterieanalys är ett användbart processstöd för att utvärdera beslutsalternativ. Metodens centrala moment (viktningen och rangordningen) har varit överraskande intuitiv och engagerande för de båda respondentgrupper som deltagit. Metodens tydliga uppdelning av beslutsprocessen i avgränsade steg bidrar till att göra helheten mer överskådlig för deltagarna. Dessutom kan den underlätta för medverkande från olika discipliner att delta och ge sin syn på beslutssituationen. Med ett korrekt urval av påverkansparametrar kan det demonstrerade arbetssättet leda till att beslutssituationen i högre grad placeras i sitt rätta sammanhang och utvärderas utifrån de övergripande förväntningarna att bidra till det hållbara samhället.

För att uppnå dessa gynnsamma effekter är det avgörande att de inledande processtegen genomförs på ett riktigt vis. Såväl eftersträvat mål som alternativ och påverkansparametrar måste väljas med omsorg, vara tydliga, heltäckande, relevanta och – inte minst viktigt – accepterade av beslutsgruppen. Det kan i sin tur leda till ett omfattande arbete att konkretisera beslutssituationen, det vill säga att kvantifiera påverkan på respektive parameter för de olika alternativen. Man behöver med andra ord ge akt på att den arbetsprocess metoden ger upphov till står i proportion till det beslut som skall fattas. Vid utvärdering av det resulterande beslutsunderlaget måste man minnas att rangordningen av alternativen rymmer ett stort antal antagande från tidigare steg, vilket bör leda till att man även genomför en strukturerad känslighetsanalys för att få god förståelse för slutresultatet.

Den demonstrerade multikriterieanalysen kan även ses som ett ramverk för beslutsprocessen. I flera av de olika stegen kan metoden kompletteras med andra vedertagna arbetsmetoder eller modeller för att, till exempel välja ut påverkansparametrar eller att genomföra känslighetsanalysen. Bland annat kan hela eller delar av så kallade Logical Framework Approach (LFA, även kallad ZOPP eller OOPP) vara lämplig för att definiera mål, alternativ och påverkansparametrar. Ett centralt inslag i LFA är att använda ”brainstorming” för att associera fram samtliga tänkbara parametrar för att därefter organisera dem (Lewis Grant Associates, 2006, Internet). Det tillvägagångssättet användes framgångsrikt under seminariet i Kåseberga som hänvisats till ovan.

Räddningsverket har uthålligt arbetat för att ta fram en stor verktygslåda för att underlätta och effektivisera arbetet med att nå målet hållbart samhälle med avseende på skydd mot olja- och kemikalieutsläpp. Där ingår bland annat manualer för sanering och uppföljning av oljeutsläpp, liksom en stor mängd information till den digitala nationella Miljöatlas som tagits fram för Sverige. Kunskapsunderlaget för oljeskyddsarbete är gott, men det betyder inte med nödvändighet att det

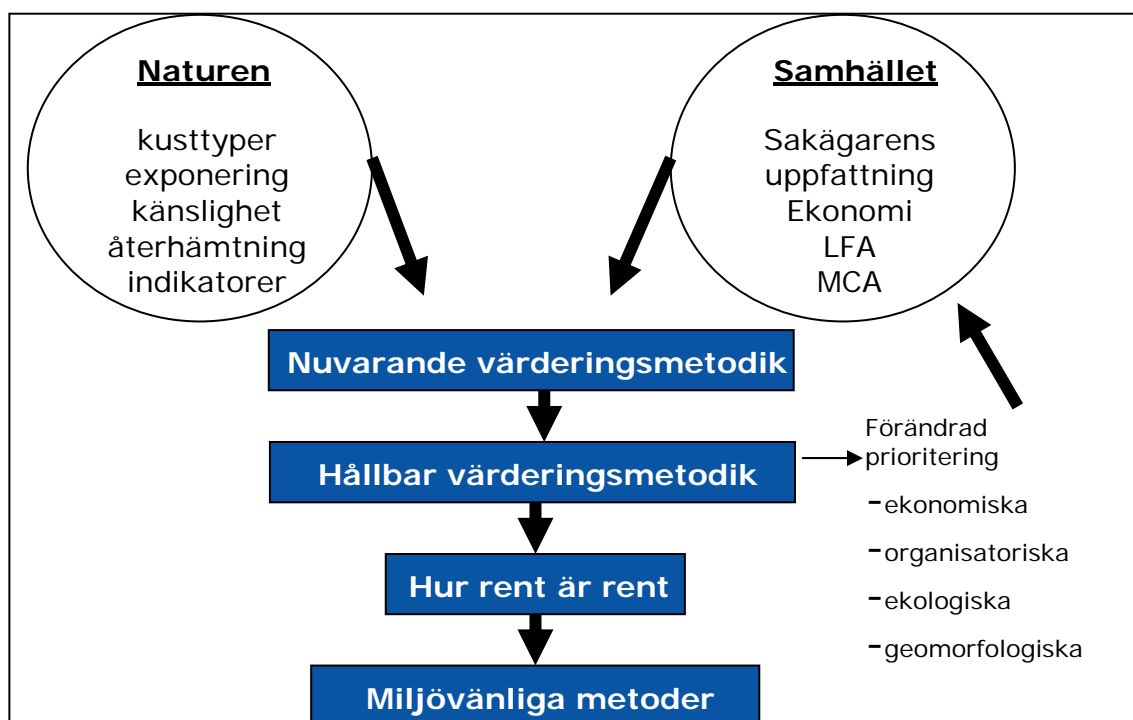
kan användas som ett beslutsunderlag. För det krävs att kunskapen värderas på rätt sätt. Det är i just det steget som multikriterieanalys kan vara ett stöd. Multikriterieanalys kan användas för de mest skilda tillämpningar. Planering av oljeskyddsarbete är definitivt en sådan, med sin vidd av tänkbara sakägare, olika intressen och multidisciplinära karaktär. Att metoden kan ge intryck av att vara arbetskrävande skall inte avskräcka, ett väl förankrat, rationellt och dokumenterat beslutsunderlag är ovedersägligen av mycket stort värde – och i så viktiga frågor som oljeskydd gäller onekligen devisen ”Det finns inte tid att ha bråttom!”.

10. Sammanfattande diskussion och slutsatser

Målet med projektet var att ta fram en nationell värderingsmetodik för hur långt sanering skall drivas för att anpassa insatserna till naturens förutsättningar. Med kunskap om hur saneringsarbetet för närvarande genomförs idag och vilka mekanismer som reglerar arbetet definierades tidigt de kunskapsluckor som detta projekt behövde täcka för att erhålla ett komplett underlag till värderingsmetodiken. De identifierade kunskapsluckorna var:

- Värdering av den svenska kustens känslighet för oljepåslag
- Kustekosystemens förmåga till återhämtning efter oljepåslag och oljesanering
- Mätmetoder för att bestämma hur mycket olja naturen ”tål”
- Beräkning av socioekonomiska skador vållade av oljeutsläpp
- Optimering av beslutsprocesser vid oljebekämpning och -sanering

Resultaten från delprojekten har genererat en robustare värderingsmetodik för hur långt sanering skall drivas för att anpassa insatserna till naturens förutsättningar. Värderingsmetodiken redovisas schematiskt i Figur 1.



Figur 1. Schematisk skiss till nationell värderingsmetodik för val av hållbar slutpunkt för oljesanering.

Med den ovan framtagna robustare värderingsmetodiken finns det stora möjligheter att i Sverige förbättra oljeskyddsplaner, saneringsmetoder, beslutstöd och kompensationsystem. Vi föreslår därför att kunskapen från forskningsprojektet nu implementeras i det nationella inriktningsarbetet för det svenska marina oljeskadeskyddet där Räddningsverket, Naturvårdsverket, Kustbevakningen,

Sjöfartsverket, Sveriges komuner och landsting, och IVL:s Oljejour finns representerade. En del av detta har redan påbörjats.

11. Referenser

Referenser som ingår i projektets delrapporter:

- Anon. 2002. The Baltic Carrier oil spill. Monitoring and assessment of environmental effects in Grönsund (DK). Storströms Amt. Teknik- og Miljöförvaltningen, Nyköping.
- Baker et al, 1990. *Natural recovery of Cold Water Environments after an Oil Spill*. Paper presented at the 13th AMOP Seminar, Edmonton, June 1990. 111 pp.
- Baker et al. 1993. *A review of experimental shoreline oil spills*. Proceedings of the International Oil Spill Conference, 1993. pp. 583-590.
- Baker J. 1999. *Ecological effectiveness of oil spill countermeasures: how clean is clean?* Pure Appl. Chem., Vol. 17, No. 1, pp. 135-151, 1999.
- Baker J.M. 1991. Guidelines on biological impacts of oil pollution. IPIECA Report Series, Vol. 1, London.
- Baker J.M., R.B. Clark, P.F. Kingston och R.H. Jenkins, 1990. Natural Recovery of Cold Water Marine Environments after an Oil Spill. Report to the Thirteenth Annual Arctic and Marine Oilspill Program Technical Seminar, 111pp
- Biervliet, Karl van, Le Roy, Dirk and Nunes, Paulo A.L.D. (2006) "An Accidental Oil Spill Along the Belgian Coast: Results from a CV Study" Fondazione Eni Enrico Mattei Working Paper.
- Brian R. Copeland & M. Scott Taylor, 2004. "Trade, Growth, and the Environment," Journal of Economic Literature, American Economic Association, vol. 42(1), pages 7-71, March.
- Brown, Gardner. (1992) "Replacement cost of birds and mammals" University of Washington , Seattle. Available online: <http://www.evostc.state.ak.us/Publications/economic.htm>
- Carson, Richard and Hanemann, Michael. 1992. "A preliminary economic analysis of recreational fishing losses related to the Exxon Valdez oil spill". A report to the Attorney General of the State of Alaska. Available online: <http://www.evostc.state.ak.us/Publications/economic.htm>
- Carson, Richard, et al. (1992) "A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdez Oil Spill" A report to the Attorney General of the State of Alaska, November 1992. Available online: <http://www.evostc.state.ak.us/Publications/economic.htm>
- Chan G.L., 1973. A Study of the effects of the San Francisco oil spill on marine organisms. In Proc. int. conf. oil spills. Amer. Petr. Inst., Washington, D.C., pp. 741-782.
- Chapman, David and Hanemann, Michael, 2001. "Environmental Damages in Court: The American Trade Case" The Law and Economics of the Environment, 2001. pp. 319-367.
- Communities and Local Government , 2006. *DTLR multi-criteria analysis manual* .
http://www.communities.gov.uk/pub/252/MulticriteriaanalysismanualPDF1380Kb_id1142252.pdf. 2006-12-20.
- Connell D.W., 1997. Basic concepts of Environmental Chemistry. Lewis publishers, New York.

- Deutsch L., Folke C. and Skanberg K., "The Critical Natural Capital of Ecosystem Performance as Insurance for Human Well-Being", Discussion Paper n. 156, The Beijer International Institute of Ecological Economics, (2002).
- Dutta T.K. och S. Harayama, 2000. Fate of Crude Oil by the Combination of Photooxidation and Biodegradation. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1500 – 1505.
- Edwards R. et al. 1999. The Sea Empress oil spill: environmental recovery. *Proc. Int. Oil Spill Conf.*
- Etkin, D. "Modeling Oil Spill Response and Damage Costs" Working Paper.
- Etkin, D. "Worldwide Analysis of Marine Oil Spill Cleanup Cost Factors" Presented at: Arctic and Marine Oilspill Program Technical Seminar. June 2000.
- EUNIS, 2006. *European nature Information System*. Webbplats (2006-03-10):
<http://eunis.eea.eu.int/index.jsp>
- Fingas M., 1994. Studies on the Evaporation of Oil Spills. Proceedings of The Seventeenth Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, Environment Canada, Ottawa, Ontario, pp. 189 - 212.
- Fingas M., Environment Canada, personlig kommunikation via e-post, 2005-10-31.
- Forsman, Björn. "Socioekonomiska effekter av större oljepåslag Förstudie med scenario" SSPA Report number 2003 3294–1. 2004.
- Foster M.M., M. Neushul & R. Zingmark, 1971. The Santa Barbara oil spill. Part 2. Initial effects on intertidal and kelp bed organisms. *Environ. Pollut* 2, 115-134.
- Foster N.F., Hoberg M.H. 2003. Exxon Valdez oil spill. Restoration project final report. Bibliografiska data saknas.
- Friends of the Earth Briefing "Prestige oil spill – Who foots the bill?" November 2002. Available online at: www.foe.co.uk/resource/briefings/prestige_oil_spill_who_pays.pdf
- Frisk G., Naturhistoriska riksmuseet, personlig kommunikation.
- Ganning B. Reish D.J., Straughan D., 1984. Recovery and restoration of rocky shores, sandy beaches, tidal flats, and shallow subtidal bottoms impacted by oil spills. I Cairns J. Jr., Buikema A.L.Jr., utg. Restoration of habitats impacted by oil spills. Ann Arbor Science Books, Sydney.
- Garcia, Raul. (2003) "The Prestige: one year on, a continuing disaster" A report written by WWF-Spain – November 2003. Available online:
<http://assets.panda.org/downloads/finalprestige.pdf>
- Garrett R.M., I.J. Pickering, C. E. Haith och R.C. Prince, 1998. Photooxidation of Crude Oils. *Environ. Sci. Technol.* 32: 3719 – 3723.
- Goodman R., 2003. Tar Balls: The End State. *Spill Science & Technology Bulletin* 8: 117-121.
- Grey, C. "The Cost of Oil Spills from Tankers: An Analysis of IPOC Fund Incidents" The International Tanker Owners Pollution Federation Limited (ITOPF). #256, 1999 International Oil Spill Conference.
- Grimvall G., personlig kommunikation, 2006-02-07.
- Guénette C., L. Aasnes och O. A. Follum, 1997. Shoreline cleanup in Norway: Lessons learned and recommendations. International Oil Spill Conference.
- Gundlach och Hayes, (1978). Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Mar. Technol. Soc. J.* 12, 18-27.

- Hanemann, W. M., (1997) "Final Conclusions of Professor Michael Hanemann Regarding Lost Recreational Damages Resulting From the American Trader Oil Spill" Report submitted to the State of California Attorney General's Office, August 15 1997.
- Harper J., G. Sergy och T. Sagayama, 1995. Subsurface Oil in Coarse Sediments Experiments (SOCSEX II). In Proceedings of the eighteenth arctic and marine oilspill program (AMOP) technical seminar, Environment Canada, Ottawa, Ontario, pp. 867 – 886.
- Hawkins S.J., Southward A.J., 1992. The Torrey Canyon oil spill: Recovery of rocky shore communities, I Thayer G.W. Utg., Restoring the nation's marine environment. Maryland Sea Grant College. pp 583-632.
- Inregia et al, 2005. *Storstad – Samtal om problem och lösningar* Slutrapport version 2005-06-29.
- IOPCF (2005) "International Oil Pollution Compensation Funds Annual Report 2005" Available online: <http://www.iopcfund.org/>
- IPIECA and ITOPF "Oil Spill Compensation; A Guide to the International Conventions on Liability and Compensation for Oil Pollution Damage". February 2004.
- Isæus, M. (2004). "A GIS-based wave exposure model calibrated and validated from vertical distribution of littoral lichens" i avhandling *Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea*, Institutionen för botanik. Stockholm, Sverige, Stockholms universitet: 40 pp.
- IVL:s Oljejour, 2006-08-31. Workshop Kostnader och ersättning för oljeskada. Minnesanteckningar.
- Jahn, E. och Robilliard, A. 1997. Natural recovery: A practical natural resource restoration option following oil spills. International Oil Spill Conference, 1997. pp.666-668.
- Jokuty P., M. Fingas och S. Whitar, 1994. Oil Analytical Techniques for Environmental Purposes. Proceedings of The Seventeenth Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, Environment Canada, Ottawa, Ontario, pp. 245-260.
- Lee et al. 1999. *Natural recovery reduces impact of the 1970 Arrow oil Spill*. International Oil Spill Conference, 1999.
- Lewis Grant Associates, 2006. *Logical Framework Approach, ZOPP, and OOPP - What and Why*. http://lgausa.com/logframe_approach.htm. 2006-12-20.
- Lindgren C. & J. Fejes, 2002. Seatrack Web. Algoritmer för vädringsprocesser på oljor ute till havs. IVL-rapport.
- Lindgren C. & J. Fejes, 2003. Tvätt av oljeskadade fåglar. IVLs Oljejour. Stockholm, Sverige, IVL-rapport U787.
- Lindgren, C., Fejes, J. (2004). *Miljöeffekter – utveckling av kriterier och metoder för bedömning av oljesanering på svenska stränder*. IVLs Oljejour. Stockholm, Sverige, IVL-rapport U902.
- Lipton, Douglas and Katharine F. Wellman. Economic Valuation of Natural Resources: A Handbook for Coastal Resource Policymakers, U.S. Department of Commerce, NOAA Coastal Ocean Program, Decision Analysis Series No. 5, June 1995.
- McCammon, M. "Economic, Social and Environmental Effects of the Prestige Spill" Consello da Cultura Galega and Association of Natural Resource and Environmental Economics. Santiago, Spain. March 2003.

- Michel J. & B. Benggio, 1999. Guidelines for selecting appropriate cleanup endpoints at oil spills. International Oil Spill Conference.
- Mild Krister, 2005. Skogsbruk och biologisk mångfald, Naturvårdsverket. Personlig kontakt.
- Mitchell, R. C. and R. T. Carson. Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method, (Washington D. C. : Resources for the Future, 1989).
- Notini M. 1978. Long-term effects of an oil spill on *Fucus* macrofauna in a small Baltic bay. J. Fish. Res. Board Can. 35, 745-753.
- Owen et al. 1999. *Evaluation of shoreline cleaning versus natural recovery: The Metula Spill and the Komi operation*. International Oil Spill Conference, 1999.
- Owens E.H., B. Humphrey och G.A. Sergy, 1994. Natural cleaning of oiled Coarse Sediment Shorelines in Arctic and Atlantic Canada. Spill Science & Technology Bulletin 1: 37-52.
- Pearce, D., A. Markandya and E.B. Barbier, "Blueprint for a Green Economy", Earthscan Publications Ltd, London, (1989).
- Penn, Tony and Tomasi, Theodore. 2002 "Environmental Assessment, Calculating Resource Restoration for an Oil Discharge in Lake Barre, Louisiana, USA" Environmental Management, Vol. 29, No.5, pp. 691 – 702, 2002.
- Poncet et al. 2003. *Results of a three year monitoring programme on the natural recovery of vegetation after the Erika Oil Spill: Lessons for adapting response techniques*. International Oil Spill Conference, 2003. pp.1-5.
- Preston, Thorgrimson, Shidler, Gates and Ellis, 1990. "An assessment of the Impact of the Exxon Valdez Oil Spill on the Alaska Tourism Industry - Phase 1: Initial Assessment August 1990. Report by the McDowell Group.
- Pulsipher, A., D. Tootle, and R. Pincomb. 1998. Economic and social consequences of the oil spill in Lake Barre, Louisiana. OCS Study MMS 99-0028. Prepared by the Center for Energy Studies, Louisiana State University, Baton Rouge, La. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, La. 32 pp.
- Räddningsverket, 2006. Saneringsmanual för olja på svenska stränder.
- Raimondi P.T., Ambrose R.F., Engle J.M., Murray S.N., Wilson M., 1999. Monitoring of rocky intertidal resources along the central and southern California mainland. 3-Year Report for San Luis Obispo, Santa Barbara, and Orange Counties (Fall 1995-Spring 1998). OCS Study, MMS 99-0032, U.S. Minerals Management Service, Pacific OCS Region.
- Sell D., L. Conway, T. Clark, J. Baker, G. Dunnet, A. McIntyre och R. Clark, 1995. Scientific criteria to optimize spill cleanup. International Oil Spill Conference. American Petroleum Institute, Washington D.C.
- Sell et al, 1995. *Scientific criteria to optimize spill clean up*. Proceedings of the 1995 Oil Spill Conference. American Petroleum Institute, Washington D.C., pp 663-666.
- Southward A.J., Southward E.C., 1978. Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. J. Fish. Res. Board Can, 35: 682-706.
- SSPA "Socioekonomiska effekter av större oljepåslag – Förstudie med scenario" Rapport no. 2003 3294-1. April 2004.
- SSPA "Socioekonomiska effekter av större oljepåslag – fördjupningsstudie" Rapport no. 2003 3294-2. Augusti 2004.

- Statens planverk (1971). *Kustinventeringen 1969*. Rapport 14.
- Tebeau P.A., 1995. Effectively managing level of effort in oil spill cleanup: Resolving the "how clean is clean" issue. International Oil Spill Conference. American Petroleum Institute, Washington D.C.
- The World Bank "How much is an Ecosystem Worth? Assessing the Economic Value of Conservation" World Bank, Washington DC. 2005
- The World Conservation Union (IUCN) "Biodiversity offsets: views, experience and the business case" Switzerland, 2004.
- The World Conservation Union (IUCN) "Sustainable Financing of Protected Areas: A global review of challenges and option" Gland, Switzerland; 2005.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) "Guidelines for Preparing Economic Analyses" EPA 240-R-00-003. September 2000.
- Vattenkikaren, 1998. *En Web plats med information om havet och dess organismer*. Vattenkikaren stöds bl.a. av KK-stiftelsen, Världsnaturfonden WWF och Forskningsrådsnämnden. Tjärnö marinbiologiska laboratorium, Strömstad. Webplats: <http://www.vattenkikaren.gu.se/>
- Vergano, Lucia, et al. (2005) "Analysis and Evaluation of Ecosystems' Resilience: an Economic Perspective". Marie Curie Fellowship Foundation – Annals Volume 4 - January 2005. Available online: <http://www.mariecurie.org/annals/volume4/eco1.pdf>
- Vesco L.L., Gillard R., 1980. Recovery of benthic marine populations along the Pacific Coast of the United States following man-made and natural disturbances including pertinent life history information. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management Service, POCS Reference Paper No. 53-4.
- Wenstøp, Fred och Seip, Knut, 2001. *Legitimacy and Quality of Multi-Criteria Environmental Policy Analysis: A Meta Analysis of Five MCE Studies in Norway*. Journal of Multi-Criteria Decision Analysis 10: 53–64 (2001).
- Wikipedia, 2006. *Fu Shan Hai*. http://sv.wikipedia.org/wiki/Fu_Shan_Hai. 2006-11-13.
- William A. Brock & M. Scott Taylor, 2004. "The Green Solow Model," NBER Working Papers 10557, National Bureau of Economic Research, Inc.
- Ystads kommun, 2006. *Dokumentation om oljeolyckan i juni 2003*. <http://www.ystad.se/Ystadweb.nsf/AllDocuments/DCC33CE61306C49AC1256D3C004D71F5>. 2006-09-08.