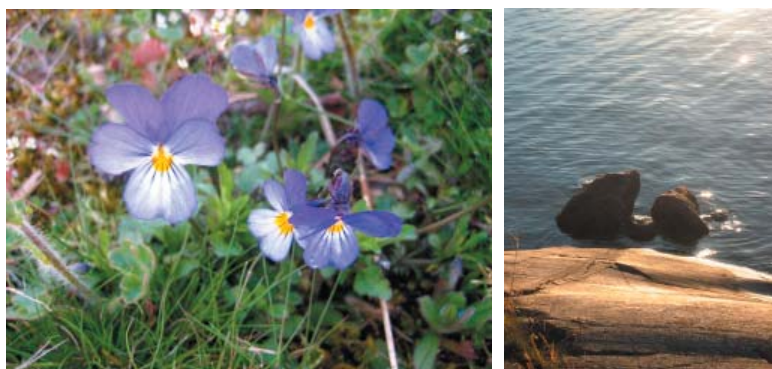




INSTITUTIONEN FÖR NATURGEOGRAFI
OCH KVARTÄRGEOLOGI

Kustinventering inom kommunerna Danderyd, Täby och Vaxholm Biologisk klassificering och socioekonomisk uppskattning vid oljeutsläpp



ANNA JOHANSSON

EXAMENSARBETE I MILJÖSKYDD OCH HÄLSOSKYDD
STOCKHOLMS UNIVERSITET

2009

INSTITUTIONENS FÖRORD

Denna uppsats är utförd som ett examensarbete vid Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet. Examensarbetet ingår som en kurs inom magisterutbildningen Miljö- och hälsoskydd, 60 högskolepoäng.

Examensarbetets omfattning är 30 högskolepoäng (ca 20 veckors heltidsstudier).
Handledare för examensarbetet har varit Maj-Liz Nordberg, Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms universitet och miljöinspektör Malin Prima, Södra Roslagens miljö- och hälsoskyddskontor.

Författaren är ensam ansvarig för examensarbetets innehåll.

Stockholm i februari 2009

Anders Nordström
universitetslektor, kursansvarig

Abstract

Because of increasing oil tanker traffic the Swedish Rescue Services Agency has urged coastal municipalities to develop oil spill protection programmes. These programmes should contain a stand-by plan of action and a risk assessment cataloguing the biological and socio-economic assets in each region.

In this study coastal areas of the municipalities of Danderyd, Täby and Vaxholm, in the county of Stockholm, have been inventoried. The biological inventory follows the Swedish Rescues Services Agency's ecological classification system, grading between zero and nine, zero being the least biologically sensitive and nine the most sensitive. In the event of an oil spill areas classed as seven or above should be prioritised. All the municipalities contain reed belts, which fall into the highest category (9). The coastlines of Täby and Danderyd exhibit widespread infrastructure development and such areas are classed in the least sensitive rank (0). "Bogesundslandet" in Vaxholm is set to become a nature reserve, containing a variety of coastal types many of which belonging to the highest prioritised rank (9).

A biological inventory from 1969 has been compared with the inventory of 2008. The older inventory was performed at a scale of ≥ 100 metres whereas the new inventory was performed at a scale of ≥ 10 metres. The results of this comparison show that the high resolution resolves more coastal types as well as greater detail.

The socio-economic effects of an oil spill in the areas researched are also examined. The effects on tourism, outdoor activities and industry are estimated to 2.2 million SEK (Swedish Crowns) for Danderyd, 895 thousand SEK for Täby and 1.3 million SEK for Bogesundslandet in Vaxholm.

Sport fishing would also be affected by an oil spill, possibly resulting in fishing restrictions or even bans. Such limitations would have socio-economic repercussions. An inventory of jetties along the coastline has been performed to establish the level of exploitation. Private jetties indicate higher levels of exploitation whilst boat harbours indicate higher traffic and activity. Both Danderyd and Täby have a large number of small boat harbours whilst in Bogesundslandet there are only a few. The inventory of private jetties showed considerable exploitation of the shore line in Täby and Danderyd.

From this thorough, biological inventory and classification the municipalities will gain an updated and detailed mapping of coastal types. The socio-economic effects of an oil spill have also been calculated and highlighted allowing further, detailed analysis using a wider range of statistics and models. The results of this biological and socio-economic study can now be used as a base for the municipalities' oil spill protection programmes.

Sammanfattning

Räddningsverket har uppmanat kustkommunerna att ta fram en oljeskyddsplan på grund av den ökande oljetanktrafiken i Östersjön. Östersjön är ett känsligt hav där de arter som lever där är under ständig stress på grund av den låga salthalten och föroreningarna som redan finns där. Oljeskyddsplanen ska innehålla en beredskaps- och risknivåplan där bland annat en inventering av kommunernas biologiska och socioekonomiska värden ska identifieras.

I denna studie har områden i kustkommunerna Danderyd, Täby och Vaxholms i Stockholms län blivit noggrant inventerade. Den biologiska inventeringen följer Räddningsverkets ekologiska klassindelning med index från 0-9 där 0 har lägst biologisk känslighet och 9 högst. Vid ett oljeutsläpp ska klasser med känslighetsindex ≥ 7 prioriteras. Alla tre kommunerna består till stor del av vassbälten vilka är den biologiskt högst prioriterade klassen (9). Strandlinjen längs Täby och Danderyd har ett stort antal anläggningar vilka har den lägst prioriterade klassen. Bogesundslandet i Vaxholm som troligen blir klassat som ett naturreservat har varierande strandtyper där de högre biologiska klasserna dominerar.

Den biologiska inventeringen från 1969 har jämförts med 2008 års inventering. Den äldre inventeringen har en karteringsnoggrannhet på ≥ 100 meter och den nya har en noggrannhet på ≥ 10 meter. Resultaten visar att en mer noggrann kartering ger fler strandtyper och en mer detaljerad bild av hur området ser ut.

Vid ett oljeutsläpp uppstår även socioekonomiska kostnader. Dessa berör verksamheter, hamnar och badplatser som omfattar turism och det rörliga friluftslivet. Med hänsyn till detta har de socioekonomiska kostnaderna för verksamheter/allmänna platserna beräknats. Den totala socioekonomiska kostnaden för turism och rörligt friluftsliv i det inventerade området i Danderyds kommun beräknas uppgå till cirka 2,2 miljoner kronor. I Täby uppgår kostnaderna till cirka 967 tusen kronor och på Bogesundslandet till cirka 2 miljoner kronor.

Fritidsfisket är också en verksamhet som påverkas av ett oljeutsläpp. Det kan leda till inskränkta möjligheter att fiska och i värsta fall fiskeförbud vilket medför socioekonomiska kostnader. Utmed strandlinjen har även bryggor blivit inventerade för att se hur omfattande exploateringen längs strandlinjen är. Det finns olika typer av bryggor dels småbåtshamnar och dels privata mindre bryggor. De privata indikerar på exploaterad mark medan de större småbåtshamnarna indikerar på rörligt friluftsliv/båtliv. I både Danderyd och Täby finns ett stort antal småbåtshamnar med många båtplatser och på Bogesundslandet finns ett fåtal småbåtshamnar. Inventeringen av privata bryggor visar på en omfattande exploatering längs strandlinjen i Täby och Danderyd.

Genom en noggrann biologisk inventering och klassificering har berörda kommuner fått en uppdaterad och detaljerad kartering av vilka strandtyper som finns. Även de socioekonomiska kostnaderna har blivit identifierade och beräknade för att få vetskap om hur stora värden samhället förlorar vid ett oljeutsläpp. Studien visar också att de socioekonomiska kostnaderna kan beräknas mer noggrant genom vidareutveckling av beräkningsmodeller och mer samordnad statistik. Resultaten från den biologiska och socioekonomiska inventeringen kan nu användas som faktaunderlag för kommunernas oljeskyddsplan.

Innehåll

1. Inledning	1
1.1 Syfte och målsättning	1
1.2 Avgränsning	1
2. Bakgrund	3
2.1 Oljans egenskaper	4
2.2 Sjötrafiken i Östersjön.....	5
2.3 Oljans skaderisker	5
2.4 Lagstiftning och regler	7
2.5 Effekterna av olja utmed kustens strandlinje	8
2.5.1 Biologiska effekter	8
2.5.1.1 Nedbrytning vid stranden	8
2.5.2 Socioekonomiska effekter	9
2.5.2.1 Turism och rörligt friluftsliv	9
2.5.2.2 Fiske	10
2.5.2 Kompensation för de ekonomiska skadorna	10
2.5.3 Bryggornas påverkan.....	12
2.6 Aktörer inom oljeskadskyddet	12
2.7 Saneringsmetoder	14
3. Modeller	15
3.1 Modell för den biologiska klassificeringen.....	15
3.2 Modeller för uppskattning av socioekonomiska kostnader.....	15
4. Områdesbeskrivning	17
5. Material och metod	19
5.1 Den biologiska klassificeringen	19
5.2 Den socioekonomiska klassificeringen	19
5.3 GIS-hantering och analyser	20
6. Resultat	23
6.1 Den biologiska klassificeringen	23
6.1.1 Danderyd	24
6.1.2 Täby.....	25
6.1.3 Vaxholm	28
6.2 Den socioekonomiska klassificeringen	30
6.2.1 Turism och rörligt friluftsliv	30
6.2.2 Fiske	31
6.3 Bryggor.....	32
7. Diskussion	35
7.1 Den biologiska klassificeringen	35
7.2 Den socioekonomiska klassificeringen	36
8. Slutsats och rekommendationer	37
9. Referenser	38
Bilagor	

1. Inledning

Räddningsverket har uppmanat berörda kustkommuner att ta fram en oljeskyddsplan. Kommunerna har idag begränsade erfarenheter när det gäller att skydda känsliga kuster samt hur oljan ska tas omhand (Riksrevisionen, 2005b). Orsaken till detta kan vara att det under en 40-års period endast har skett ett tiotal oljeolyckor i Sverige med små utsläpp på 400-10 000 ton olja (Riksrevisionen, 2005a). Framtida prognoser visar att trafiken av större och fler oljetankfartyg med stora utskeppningsvolymmer från bland annat ryska och baltiska hamnar kommer att öka på Östersjön. Detta gör att sannolikheten för att Östersjön ska drabbas av ett oljeutsläpp ökar enligt bedömningar från Helsingforskommissionen (HELCOM), Kustbevakningen och Sjöfartsverket.

Oljeskyddsberedskapen har varit uppbyggd för att minska biologiska skador. För att kommuner, länsstyrelser och andra organ ska kunna planera sin beredskap och upprätta handlingsprogram behövs även kunskap om de socioekonomiska kostnader som kan uppstå vid ett oljeutsläpp (Forsman, 2004). Att inte ha något underlag som visar vilka områden som är prioriterade vid ett oljeutsläpp kan ge oanade konsekvenser både ur ett biologiskt och ett socioekonomiskt perspektiv, men även praktiskt för beredskaps- och saneringsarbetet då fel områden kan bli prioriterade.

1.1 Syfte och målsättning

Det generella syftet med studien är att identifiera och inventera strandlinjen för att ta fram faktaunderlag som ska ligga till grund för en oljeskyddsplan. Målsättningen är att inventera och klassificera stränderna efter Räddningsverkets ekologiska känslighetsindex för att veta vilka stränder som ska prioriteras och för att underlätta saneringsarbetet vid ett oljeutsläpp. Klassificeringen kommer även att ligga till grund för att identifiera de socioekonomiska kostnader för turism och rörligt friluftsliv samt fritidsfiske, som kan uppstå längs strandlinjen i de inventerade kommunerna.

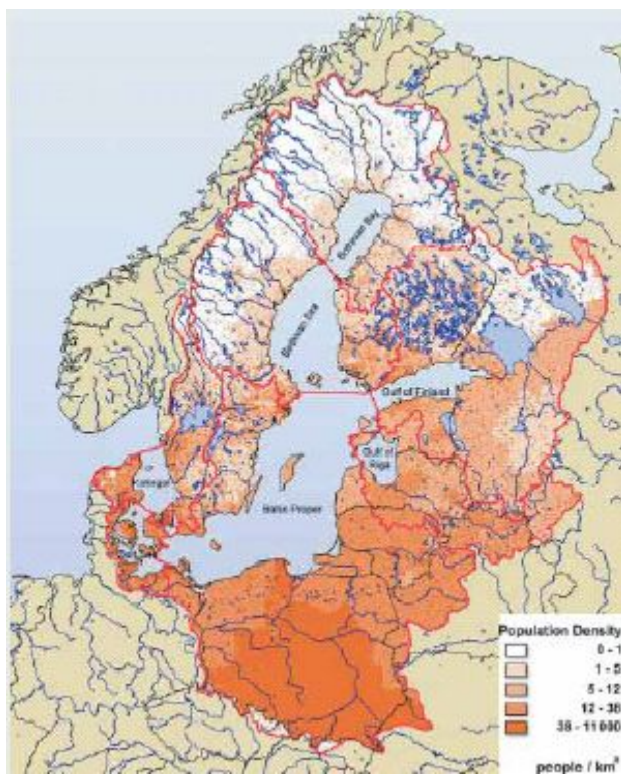
För att beräkna och uppskatta de socioekonomiska kostnaderna för de stränder som inventerats är målsättningen att använda den mest lämpade beräkningsmodellen som stöd för beräkningarna. En annan socioekonomisk faktor som ska studeras är frekvensen av exploatering intill stränderna.

1.2 Avgränsning

Studien har begränsats till delar av Bogesundlandet samt öarna Lindholmen, Lillskär och Värmogrundet i Vaxholms kommun och delar av strandlinjen längs Stora Värtan i Danderyd och Täbys kommun. I studien kommer inte de direkta kostnaderna för saneringsinsatsen att beräknas inte heller kostnader som drabbar privatpersoner, utan fokus ligger på de indirekta socioekonomiska kostnaderna. De socioekonomiska kostnaderna kommer endast beräknas för de inventerade områdena och inte för hela kommunen. Uträkning av de socioekonomiska faktorerna för till exempel turism och fiske, har beräknats utifrån en generell beräkningsmetod. Statistikunderlaget i de olika kommunerna har inte varit tillräckligt komplett för att göra detaljerade beräkningar. Det har därför inte varit möjligt att få fram erforderliga kompletteringar inom studiens omfattning och tidsplan. Av samma skäl kommer inte heller miljöeffekterna som uppstår vid ett oljeutsläpp beräknas.

2. Bakgrund

Östersjön är ett brackvattenområde med ett unikt ekosystem. Inom området bor idag 85 miljoner människor (Baltic Sea, 2008), där Sverige har den längsta kusten mot Östersjön (figur 1). Vattnet är en blandning av sött och salt, så kallat brackvatten, vilket gör att de arter som finns där lever under ständig stress (Midboe och Persson, 2004). Oavsett var arterna lever i Östersjön är det salthalten som påverkar ämnesomsättningen och överlevnaden mest (Kautsky och Tedengren, 2007). I jämförelse med andra marina ekosystem är det relativt få arter som lever här. Arterna i Östersjön består av både marina- och sötvattensarter som är anpassade till brackvattnet men även ett fåtal sanna brackvattenarter (HELCOM, 2008a). På grund av Östersjöns instängda läge är vattenomsättning långsam vilket gör att olja och gifter inte rinner ut i någon stor omfattning, utan stannar kvar och ansamlas. Idag är Östersjön ett av världens mest förorenade innanhav (Forsman, 1997).



Figur 1. Befolkningstätheten i Östersjöområdet (GRID Arendal, HELCOM, 2008).

1994 beslutade International Maritime Organisation (IMO) att Östersjön skulle klassas som ett särskilt känsligt havsområde (Particular Sensitive Sea Area, PSSA). Det innebär ett internationellt erkännande av att Östersjön är ett ekologiskt känsligt hav. Utöver detta tillkommer olika skyddsåtgärder som omfattar särskilda tekniska krav på fartyg, krav på leder som fartygen ska följa, krav på lotsning med mera. Detta har gjort att rutter ses över och trafiksepareringsstråk har upprättats för att minska olyckor (Forsman, 2007).

Räddningsverkets dimensionering och beredskap har främst varit anpassad att ta hand om oljeutsläpp som är mindre än 5000 ton (Forsman, 2004) vilket visar att svenska erfarenheter och räddningsinsatser gäller förhållandevis små utsläpp. I och med ökad oljetrafik är ett av målen för oljeskadeskyddsarbetet att ta fram en större kapacitet med beredskap på 10 000 ton fram till år 2010 (Kulander et al, 2004). Ett sådant oljeutsläpp kan orsaka omfattande skador på den biologiska mångfalden både ute till havs och när oljan når land (Kulander et al, 2004).

Dagens samhälle har en växande befolkning med ökat resursutnyttjande. Detta gör att tillgång till natur för avkoppling, motion och upplevelse får ett högt värde i livskvalitet hos många människor (Fredman, Boman et al, 2008). Därför har antalet näringsverksamheter, platser för turism, rörligt friluftsliv samt fiske ökat längs kusten. Detta gör att skadekostnaderna vid ett oljeutsläpp inte bara påverkar de biologiska utan även de socioekonomiska kostnaderna.

2.1 Oljans egenskaper

Oljans kemiska sammansättning bestämmer dess egenskaper och beteende i miljön (bilaga 1). När oljan kommer ut i vattnet ändras dess egenskaper och olika processer som tar olika lång tid startar. Oljan påverkas av vatten- och lufttemperatur samt vågenergi som gör att oljan avdunstar, transporteras och klumpar ihop sig i vattenmassan (Vattenportalen, 2008).

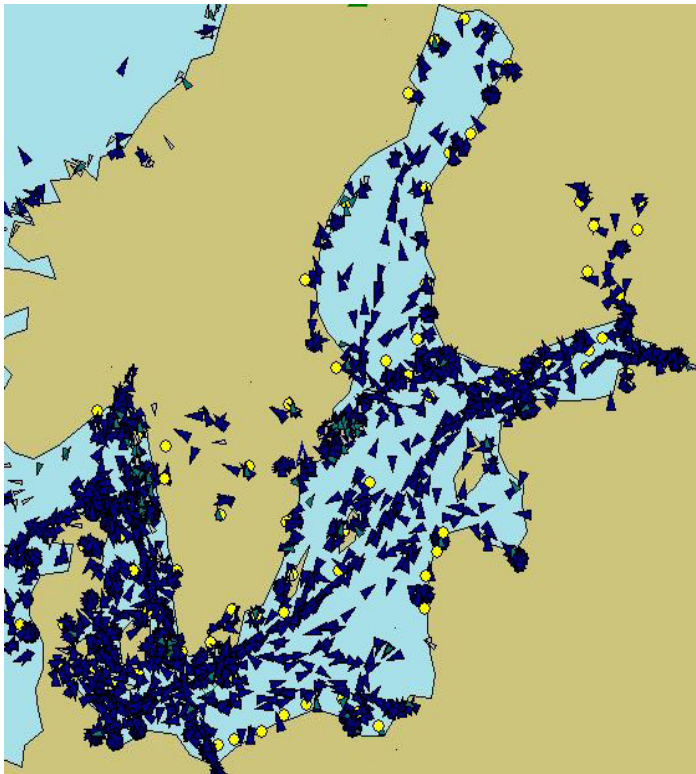
Ursprung och grad av raffinering påverkar oljans giftighet. En raffinerad och lätt olja som till exempel bensin och diesel innehåller en högre grad koncentration av giftiga komponenter än råolja (Lindvall, 2006). Den raffinerade oljan består av mindre molekyler än råoljan och kommer därför blandas med vatten lättare. Detta innebär att den är mer tillgänglig för de akvatiska organismerna (ibid).

De kalla förhållanden och låga temperatur som råder i Östersjön ökar oljans viskositet och förhindrar därmed uppblandning med vattnet (Naturvårdsverket, 2007). Även den mikrobiologiska nedbrytningen av olja tar längre tid och den naturliga nedbrytningen kan ta år istället för månader (ibid).

När oljan drivit in mot kusten och lagt sig på stränderna påverkas oljans nedbrytning och fördelning av solljus, syre, vågor, is och mikroorganismer. Hur allvarliga miljöeffekterna blir beror på strand- och bottentyper (Vattenportalen, 2008).

2.2 Sjötrafiken i Östersjön

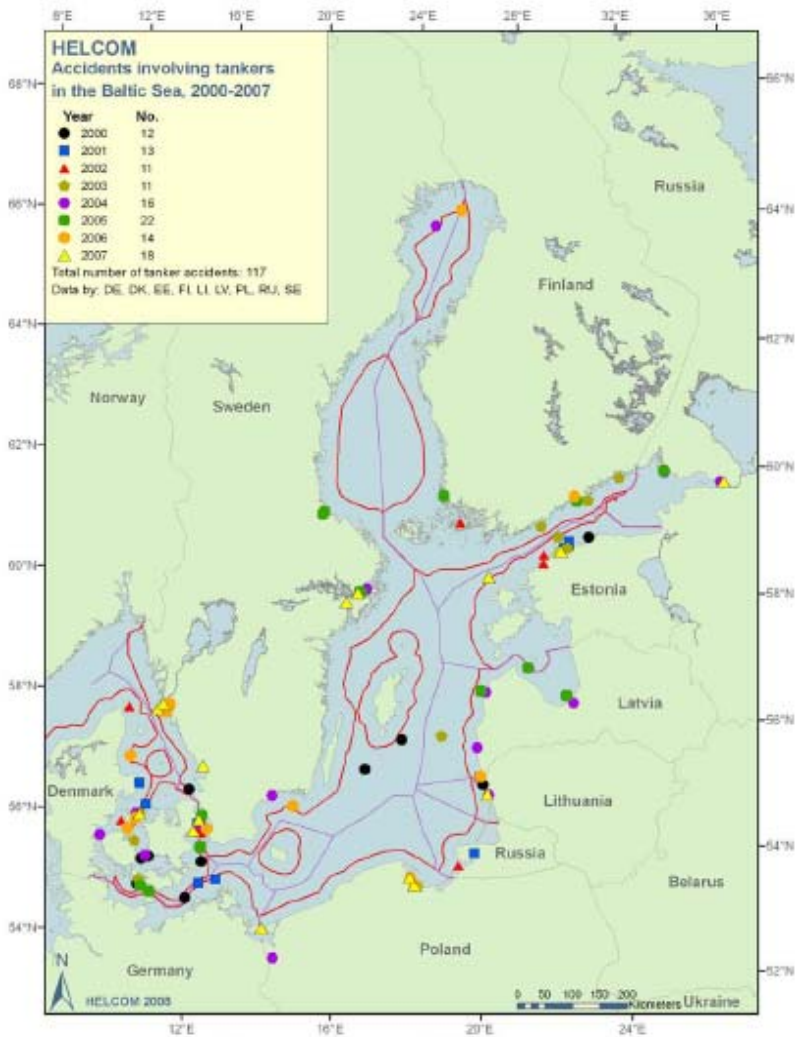
Över 60 000 fartyg passerade in och ut ur Östersjön under 2007 (Sjöfartsverket, 2008). Dagligen passerar runt 2000 fartyg Östersjön varav 350-500 stycken är oljetankfartyg (Kustbevakningen, 2008a). I HELCOM:s senaste rapport har man genom AIS (Automatic Identification System) fångat en ögonblicksbild av fartygstrafiken i Östersjön (figur 2). Detta gör Östersjön till ett av världens mest trafikerade hav (Oljejouren, 2008b). Oljetankfartygen som passerar kan ha en last på över 100 000 ton olja (Naturvårdsverket, 2007). Från Ryssland uppgick oljetransporterna år 1995 till 20 miljoner ton/år och beräknas öka till 250 miljoner ton till år 2015 (Rodhe, 2007, Naturvårdsverket, 2007).



Figur 2. En ögonblicksbild av antal fartyg som passerar AIS fixerade linjer i Östersjön under 2007 (Källa, HELCOM, 2007).

2.3 Oljans skaderisker

Det värsta scenariot, som kan leda till mycket stora utsläpp, är fartygsolyckor med tankfartyg (Fejes och Lindgren, 2003b). Det finns rangordnat vilka händelser/olyckor som är vanligast och som kan leda till oljeutsläpp. Grundstötning är den vanligaste olyckstypen till följd av fartygskollisioner (ibid). Enligt HELCOM:s senaste rapport har 238 stycken oljeutsläpp observerats med flygövervakning under 2007 i Östersjön, vilket är två fler än under år 2006. Av dessa var 84 procent mindre än 1 m³ och inget av utsläppen var större än 100 m³ (HELCOM, 2008b). Generellt har antalet rapporterade oljeutsläpp i Östersjön minskat under åren på grund av ökad satellit- och flygövervakning, trots att frekvensen fartyg snabbt ökat (HELCOM, 2008b). Man ska komma ihåg att det antagligen finns mörkertal som gör att tillbuden troligen är betydligt fler (Blomberg och Dreijer, 2004). Statistik över olyckor med tankfartyg i Östersjöområdena visar på totalt 117 olyckor under åren 2000-2007, där de flesta skett nära kusten (HELCOM, 2008b, figur 3).



Figur 3. Tankfartygsolyckor i Östersjöområdet under åren 2000-2007. Totalt 117 st. (HELCOM, 2007).

I Östersjön hamnar årligen 35 000-100 000 ton utsläppt olja i vattnet (Östersjöportalen, 2006). Av dessa är avsiktliga oljeutsläpp från fartyg ett stort problem. I svenska kustområden är avsiktliga småutsläpp det vill säga utsläpp av förorenat ballastvatten eller länsvatten, den vanligaste utsläppstypen. Orsakerna till detta är bristande kunskaper om gällande regler, dåligt miljömedvetande hos besättningen, svårigheter att lämna oljerester och oljehaltigt avfall i hamn (Fejes och Lindgren, 2003b). I svenska vatten är avsiktliga utsläpp förbjudet men risken att bli upptäckt är trots förbättrad flygspaning mycket liten. De hårda beviskraven som krävs gör att många fall inte ens går till domstol. Kustbevakningen måste dokumentera oljeutsläppet i samma ögonblick utsläppet sker, vilket kräver alltför stora resurser (Blomberg och Dreijer, 2004).

Trots att stora oljeolyckor kan orsaka stor skada i vatten är den största oljeboven de diffusa utsläppen på land (Oljejouren, 2008b). Exempel på diffusa utsläpp är kommunala och industriella avlopp, avrinning från tätorter och hamnar och fartyg som avsiktligt släpper ut olja på land (Vattenportalen, 2008; Oljejouren, 2008b). Dessa utsläpp är små och fördelas och blandas fort i vattnet, vilket gör att endast en liten del går att sanera eller skydda sig mot (Dreijer och Blomberg, 2004).

2.4 Lagstiftning och regler

Miljöbalken

I Miljöbalken finns all lagstiftning samlad där målet är att gynna en hållbar utveckling så att nuvarande och kommande generationer får en hälsosam och god miljö. Det finns flera andra författningar som reglerar oljeskyddet. Dessa författningar omfattar lagar, förordningar och föreskrifter. Vid årsskiftet 2003/2004 kom lagen om skydd för olyckor, (lag 2003:778).

Denna lag reglerar hur samhällets räddningstjänst skall organiseras och bedrivs. Den innehåller även bestämmelser om olycks- och skadeförebyggande åtgärder. Lagen bygger på de tre skedena, förebyggande åtgärder, räddningstjänst och efterföljanden åtgärder, samt ansvar för den enskilda, för kommunen och för staten (Forsman, 2006b).

I Sverige finns även 16 nationella miljökvalitetsmål som vi ska uppnå. De mål som är betydelsefulla i arbetet med oljeskadeskyddet är "Hav i balans samt levande kust och skärgård" där utsläpp av olja och kemikalier ska vara försumbara senast år 2010 och "Levande sjöar och vattendrag". Senast år 2009 ska vattenförsörjningsplaner med vattenskyddsområden och skyddsbestämmelser för ytvattentäkter vara upprättade.

Exempel på lagar som rör oljeskadeskyddet i Miljöbalken:

9 kap. Miljöbalken - miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd samt förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd

Det kan finnas fler typer av miljöfarlig verksamhet som faller under 9 kap. miljöbalken och som kan vara väsentligt att väga in i beredningsplaneringen för oljeskydd (Forsman, 2006a).

Ekonomisk ersättning för kommunal räddningstjänst och sanering

I 7 kap. 1-3 §§ lagen om skydd mot olyckor anges de grundläggande bestämmelserna för ersättning av kommunernas kostnader i samband med oljeskyddsinsatser.

7 kap. miljöbalken - Skydd av områden

För strandområden där särskilda områdesskydd gäller, t ex i fågelskyddsområden, kan speciella hänsyn behöva tas vid exempelvis vid oljesanering

4.1.4 Lag (1980:24) om åtgärder mot förorening från fartyg (vattenföroreningslagen) och förordning (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg.

Längs stranden finns sedan 1975 ett generellt strandskydd för att skydda områden för det rörliga friluftslivet (Naturvårdsverket, 2008). Sedan 1994 har skyddet utökats för att bevara goda livsmiljöer på land och i vatten för växt- och djurlivet. Bestämmelser om strandskydd finns i 7 kap. 13-18 §§ miljöbalken (ibid). Vid hav, sjöar och vattendrag gäller generellt strandskydd. Skyddet gäller vid strandlinjen 100 meter upp mot land och 100 meter ut i vattenområdet vid normalt medelvattenstånd (Länsstyrelsen Stockholm, 2008).

4.1.5 kap. Sjölagen (1994:1009).

Den tidigare oljeskadelagen upphävdes 1996 då motsvarande bestämmelser infördes i 10 kap. Sjölagen. Här regleras ansvar för skador av beständig olja från tankfartyg enligt 1992 års ansvarighetskonvention 4.1.6 Lagen (2005:253) om ersättning från de internationella Oljeskadefonderna 4.1.7 Lagen (1982:821), om transport av farligt gods (Forsman, 2006a).

2.5 Effekterna av olja utmed kustens strandlinje

Sverige har cirka 16 000 mil stränder att skydda från oljeutsläpp (Räddningsverket, 2007).

Om ett stort oljeutsläpp på cirka 10 000 ton når stranden kan en sträcka på upp till 20 mil kust påverkas (Fejes och Ryegård, 2007).

Omfattningen och effekterna av ett oljeutsläpp beror bland annat på var oljeutsläppet sker, när oljan kom ut i vattnet, mängden spilld olja, typ av olja, årstid och väderförhållanden (Blomberg och Dreijer, 2004., Forsman, 2007., White och Molloy, 2003).

Vid strandlinjen påverkar oljan förutom växter och djur även viktiga områden för turism och rörligt friluftsliv, fiske samt privat boende.

2.5.1 Biologiska effekter

I Stockholms län finns en stor andel skyddsvärda kuststräckor med många olika rekreativvärden såsom stränder, skärgård och kulturvärden vilket gör det till ett populärt rekreativområde (Stockholms läns landsting, 2008). Om ett oljeutsläpp skulle ske i dessa områden med nedkylade djur och förstörda stränder som följd skulle områdets rekreativvärde drastiskt minska (Midboe och Persson, 2004).

Växt- och djurlivet vid strandlinjen och ute i vattnet påverkas olika hårt av ett oljeutsläpp (Forsman, 1997). Det blir ofta större skador på land än ute till havs (Blomberg och Dreijer, 2004). Skadorna är både kort- och långsiktiga där de långsiktiga ger störst biologisk påverkan. Generellt är vuxna individer mer motståndskraftiga än de små känsliga individerna (Midboe och Persson, 2004). Våren och sommaren är den känsligaste tiden för de flesta organismer då tillväxt sker, födointaget är som störst och reproduktion sker (ibid). Växter längs strandlinjen kan slås ut av oljans akuttoxiska effekter där de vanliga arterna oftast återhämtar sig till nästa säsong medan de ovanliga kan slås ut (Forsman, 1997). Östersjön är ett känsligt hav med relativt få arter. Slås en art ut finns det färre alternativa arter som kan upprätthålla de ekologiskt viktiga funktionerna. Det kan leda till att hela ekosystemet kan komma i obalans (Kautsky och Tedengren, 2007).

Tiden för återhämtning varierar beroende på områdets strandmorfologi men även påverkan av exponering från vågor och vind. I ett exponerat område kan återhämtningen ta cirka 2-3 år men i ett skyddat område cirka 20-30 år (Evans, 1997). I allmänhet återhämtar sig de flesta arter men i fallet då Exxon Valdez förläste i Prince William Sound i Alaska 1989, har ekosystemet idag (20 år sedan) inte återhämtat sig än (EVOSTC, 2009).

Införsel av främmande arter

Miljön påverkas av sjöfart inte bara genom oljeutsläpp utan även införsel av främmande arter via fartygens ballastvatten och skrov (Naturvårdsverket, 2007). Över 120 stycken arter som inte är inhemska har rapporterats hittade i Östersjön. Av dessa har 80 förankrat en livskraftig reproducerande population i vissa delar av Östersjön (HELCOM, 2008a) Åtgärder för att förhindra införseln av främmande arter är av avgörande betydelse för att uppnå en gynnsam bevarandestatus av Östersjöns biologiska mångfald (Naturvårdsverket, 2007).

2.5.1.1 Nedbrytning vid stranden

Den svenska kusten är lång och varierad vilket innebär att den ekologiska känsligheten och de miljöskyddande åtgärderna skiljer sig åt (Fejes och Ryegård, 2007).

De känslighetsindex som tagits fram av Räddningsverket indikerar på strandtypens ekologiska känslighet. Index sju till och med nio är de strandtyper som bör prioriteras vid ett oljeutsläpp (Lindgren och Ryegård, 2005).

När strandzonen utsätts för olja kommer större delen av stranden bli nedsmutsad och olja ansamlas längs den övre randen dit vågorna når (Fejes och Lindgren, 2003b). Till exempel orsakar ett oljeutsläpp i grunda havsvikar större skada än i ett öppet hav (ibid). Då ett oljeutsläpp når land är det strandmorfologin som bestämmer hur oljan kommer att fördela sig. Lutningen är av avgörande betydelse men även vågexponeringen och tidvattnet, för hur långt upp oljan kan transporteras på stranden (Midboe och Persson, 2004). Mindre exponerade finsedimentstränder med vassbälten och strandängar är särskilt föroreningskänsliga medan till exempel exponerade klippstränder är mindre känsliga. Det finns alltså ett samband mellan kusttyp och grad av vågexponering (Liljeberg och Lindblom, 2005). Sand- och grusstränder har olika prioritet när gäller ekologisk känslighet men förutsättningar för sanering är ofta enklare vid dessa strandtyper än för andra. Sandstränder kan förändras av vinden, vilket gör att de kan påverkas längre in mot land (Fejes och Ryegård, 2007). Vågexponeringen är en naturlig del av oljans nedbrytningsprocess vilket gör att vikar och liknande som inte har så hög vågexponering kräver mer saneringsarbete (Liljeberg och Lindblom, 2005). Generellt försöker man då stora oljeutsläpp inträffar samla upp så mycket olja som möjligt ute till havs innan den når stranden där den gör större skada (Midboe och Persson, 2004).

2.5.2 Socioekonomiska effekter

Ett oljeutsläpp innebär förutom skador på miljön även sociala och ekonomiska konsekvenser för de som drabbas (Kulander et al, 2004). Dessa rör framförallt verksamheter eller platser utmed kusten som kan ge minskat intresse för turism och rörligt friluftsliv, men även minskat fritidsfiske (Forsman, 2005). Att drabbas av ett oljeutsläpp under sommaren då många aktiviteter längs kusten sker kan vara förödande för exempelvis en näringsidkare när det är som högst besöksstryck. Även enskilda kan drabbas dels genom inskränkta möjligheter att vistas i naturen eller vid sitt fritidsboende vilket gör att områdets rekreativvärde drastiskt minskar (Stockholms läns landsting, 2008). Därför måste beredskapen och utrustningen i oljeskyddet anpassas efter de regionala och lokala förhållandena (Fejes och Ryegård, 2007). Detta gör att det krävs en bra bakgrundsinformation om kusten för att veta vad som är värt att skydda (ibid).

2.5.2.1 Turism och rörligt friluftsliv

Erfarenheter från större olyckor i andra länder visar att just turism påverkas påtagligt av ett oljeutsläpp, framförallt om de kommuner som drabbas har attraktiva bad, camping och strandnära friluftslivsområden (Forsman, 2005). Det finns olika definitioner på vad friluftsliv är här följer några exempel:

- "Friluftsliv är livskvalitet" (Fredman och Boman et al, 2008).
- "...i friluftsliv och naturkontakt ligger ett egenvärde, en livskvalitet, som inte går att finna i det brusande och kulturtyngda urbaniserade industrisamhället" (Naturvårdsverket, 2005).
- Friluftsliv "är ett samlingsbegrepp för de aktiviteter som genomförs utomhus och inkluderar både organiserad såväl som oorganiserad verksamhet" (Wikipedia, 2008a).

Turistnäringen som upplevelsemiljö kommer om man ser till senaste decenniernas utveckling att få en större ekonomisk betydelse i framtiden (Fredman och Boman et al, 2008). Den svenska turismen och dess omsättning har ökat med 57 procent sedan 1995. Statistik från Nutek visar att Svensk turism omsatte 191 miljarder 2005 och under 2006 ökade turistnäringens total omsättning med cirka 11 procent till 215 miljarder kronor (Svensk Turism AB, 2008). I tabell 1 ges några exempel på friluftslivets ekonomiska värden. Dessa värden är hämtade från olika källor och studier med olika syften och utgångspunkter. Det innebär att beräkningarna kan ge ett ofullständigt resultat, men ger en översiktlig bild av friluftslivets

ekonomiska värden (Fredman, Boman et al, 2008). Upplevt värde har sammanställts genom enkätundersökningar och totalt värde visar omsättningen per år.

Tabell 1. Ett urval av ekonomiska värden inom svenskt friluftsliv (Fredman, Boman et al, 2008).

	Upplevt värde	Totalt
Allemansrättsligt friluftsliv		
Skogsrekreation (generellt)	200kr/besök (dag)	
Jakt och fiske		
Fritidsfiske (Sverige)	1500kr/person och år	≈ 2.5 miljard/år
Friluftorganisationer		
Friluftorganisationer (Sverige)		≈ 1.1 miljard/år
Kommersiellt friluftsliv		
Naturturism (Sverige)		≈ 15 mdkr/år
Naturens Bästa (53 av 78 företag)		≈ 205 mkr/år
Fritidsfisketurism (Sverige)		≈ 490 miljoner/år
Cykelturism (Sverige)		≈ 200 miljoner/år

2.5.2.2 Fiske

Fiskeriverket har under en längre tid följt omfattningen av intresse för fritidsfiske (Forsman, 2005). Den totala fångsten från fritidsfisket uppgick till cirka 34 500 ton. Fisket kan påverkas både direkt och indirekt av ett oljeutsläpp (ibid). Vid ett oljeutsläpp kan fiskeförbud komma att gälla på grund av att det inte går att fiska i det förorenade området. För detta kan fiskare få ekonomisk kompensation om deras inkomst påverkas. Det kan även leda till stängda hamnar och nedsmutsade redskap och båtar. Fiskeindustrin kan i stort påverkas av en negativ mediasrapportering som leder till att det blir minskad efterfrågan på fisk (Oljejouren, 2008a).

Grunda vikar och strandnära områden är viktiga reproduktionsområden för fisk. Troligen undviker fisk oljeförorenat vatten men däremot kan yngel och rom skadas (ibid). Enligt Stockholms länsstyrelses rapport om fiskerekrytering i Stockholms skärgård återfinns de inventerade områdena inom klassen ”skyddad” (Sandström et al, 2007). Klassningen bygger på en vågexponeringsmodell framtagen av Isseaus (2004) där stränderna klassindelas enligt en internationell skala i sex klasser från extremt skyddad till extremt exponerad enligt bilaga 2. Ur fiskesynpunkt innebär en lågt vågexponerad strand utgör viktiga reproduktionsområden och fiskeområden. Det finns även kartor över fiskelekplatser för bland annat gös, piggvar och strömming. Det är fiskeriverket som genomfört en enkätundersökning och fått fram dessa uppgifter (bilaga 3). I studieområdet finns även fiskelekplatser för gös och strömming.

2.5.2 Kompensation för de ekonomiska skadorna

För att få ersättning för de ekonomiska skadorna måste de kunna mätas i ekonomiska termer. Om man kan bevisa mätbara skador från ett oljeutsläpp kan man få kompensation (Oljejouren, 2008a). Om oljan kommer från ett tankfartyg kan den internationella oljeskadefonden (IOPC-

fonden, International Oil Pollution Compensation) kompensera de ekonomiska skadorna, annars får man söka ersättning hos staten eller fartygets ägare.

I tabell 2 visas två exempel på hur mycket IOPC-fonden betalade ut till de drabbade i oljeolyckorna med fartygen Erika och Prestige. Tankfartyget Erika med 30 000 ton olja förläste 1999 utanför Frankrikes kust och förorenade 500 km kust. 250 000 ton avfall samlades ihop och bortforslingen kostade 46 miljoner Euro (Riksrevisionen, 2005a). I fallet Prestige år 2002 med 77 000 ton olja blev totalt cirka 70 mil kust förorenad. Hittills har man tagit upp 33 000 ton olja från stränderna och 23 000 ton från havet. Den totala kostnaden för sanering är enligt spanska myndigheter 9 miljarder kronor (Ericsson och Lindgren et al, 2002).

Tabell 2. Fördelningen av utbetald ersättning från 1992 års IOPC-fond för oljetanksolyckorna Erika och Prestige (Källa Oljejouren, 2009).

Prestige	Spanien 2002	Erika	Frankrike 1999
Utsläppsmängd:	25.000 ton tung brännolja	Utsläppsmängd:	20.000 ton brännolja
Drabbad kuststräcka:	1900 km kust Spanien, Frankrike, England	Drabbad kuststräcka:	40 mil
Avfallsmängd:	160 000 ton	Avfallsmängd:	250.000 ton
Ersättningsanspråk från Spanien:	807 milj. euro	Utbetalad ersättning:	100 milj. euro
Ersättningsanspråken gällde:		Ersättningen gick till:	
Sanering	66%	Turism	80%
Fiskeri/havsbruk	31%	Skaldjursplockning	8%
Turism	3%	Sanering	2%
		Fiskefartyg	1%
		Fiske och skaldjursförädling	1%
		Skaldjursplockning	1%
		Övrigt	7%

Ersättningsanspråken för turism och sanering i tabell 2 skiljer sig åt för olyckorna Erika och Prestige (Oljejouren, 2008a). I fallet Prestige ansåg ett stort antal drabbade sakägare att det inte var värt att söka kompensation på grund av de höga administrativa kostnaderna (Forsman, 2005).

Sveriges kommuner får en statlig ersättning för räddnings- och saneringsinsatserna men det finns inga regler för kompensation för exempelvis näringsidkare som förlorar inkomst på grund av ett oljeutsläpp (Forsman, 2005). Detta på grund av att det inte skett någon större oljeolycka i svenska vatten. En utveckling från internationella erfarenheter är att man sett en ökning av de socioekonomiska skadeståndsanspråken. En ökad medvetenhet och uppmärksamhet av de faktiska kostnaderna har gjort att skadeståndsanspråken har ökat (Forsman, 2005).

De direkta kostnaderna för bekämpning och sanering är relativt lätta att översätta till ekonomiska termer men de indirekta kostnaderna som exempelvis minskad turism är knepigare, men går att beräkna. Miljöskadorna som uppstår är de svåraste att beräkna

eftersom de kan vara svåra att urskilja vid utsläppet eller att skadorna kan vara långsiktiga och först uppstå efter några år (Forsman, 2005).

2.5.3 Bryggornas påverkan

Längs strandlinjen utmed kusten ser områdena olika ut beroende på om det är ett tätbebyggt område nära Stockholm eller om det är orörd mark. I denna studie har olika bryggor använts som indikation på att strandlinjen är exploaterad och en indikation på intresse för rörligt friluftsliv.

I en tidigare studie har Mattisson undersökt frekvensen av exploatering längs strandlinjen enligt en bryggindikatormetod. Metoden bygger på att där det finns bryggor finns även hus i närheten (Mattisson, 2003). Fortsatta studier av Mattisson (bilaga 4) visar att i de inventerade kommunerna är hälften av stränderna i Vaxholm ”mycket kraftigt exploaterade” men på Bogesundslandet utgörs en stor del av stränderna inom klassen ”ingen exploateringsindikation”. I Danderyd och Täby är största delen av strandlinjen exploaterad och därför klassad som ”mycket kraftigt exploaterade”. Principen i denna studie är att ju högre frekvens bryggor desto högre exploateringsgrad. Cirka en tredjedel av alla stränder i innerskärgården är enligt bryggindikatorn kraftigt exploaterade (Miljöinformationsenheten, 2004).

Att anlägga en brygga innebär att orörd strand exploateras för att så småningom byggas ut med fler eller större bryggor. Frekvensen bryggor tyder inte bara på exploatering utan även att människor utnyttjar bryggan/bryggplatsen. Livsmiljöer för växter och djur kan i denna process förlora sina livsmiljöer och det rörliga friluftslivet kan få en minskad tillgång till orörda stränder. I Stockholms skärgård har de orörda stränderna minskat med 20 procent mellan åren 1960-99 (Kindström, 2006). Om nuvarande exploateringstakt fortsätter kan våra orörda stränder vara borta om 150 år (Kindström, 2006).

2.6 Aktörer inom oljeskadskyddet

Vid ett oljeutsläpp samarbetar både statliga, regionala och lokala myndigheter vid miljöräddningstjänsten.

Kommunen

Bekämpning av oljeutsläpp räknas som räddningstjänst där varje kommun ansvarar för sitt geografiska område. Gränsen för kommunalt ansvarsområde går vid strandzonen och innefattar alla hamnar (Oljejouren, 2008c). Kommunen får hjälp av staten med vägledning och information samt genom material från Räddningsverkets oljeskyddsförråd. När bekämpningen övergår till sanering ska kommunerna använda upphandlade saneringsföretag (ibid). Vid saneringsfasen som ofta är en långvarig och resurskrävande fas bör kommunerna ha en organiserad och genomarbetad beredskapsplan.

Länsstyrelsen

Länsstyrelserna får enligt överenskommelse överta ansvaret för den kommunala räddningstjänsten vid ett oljeutsläpp i de berörda kommunerna (Oljejouren, 2008c). Detta kan ske vid stora oljeolyckor. De ska även samordna de insatser från den kommunala och statliga räddningstjänsten, om sådan finns (ibid).

Räddningsverket skall samordna samhällets verksamhet inom räddningstjänsten och utöva tillsyn över den kommunala räddningstjänsten (Kulander et al, 2004). De finns fem regionala oljeskyddsförråd med material som räddningsverket vid behov förser kommunerna med. De har även hand om ersättningsfrågor vid ett oljeutsläpp (ibid).

Kustbevakningen har ansvar för räddningstjänsten när olja eller skadliga ämnen kommit ut i svenskt vatten. De ska även övervaka och följa nationella och internationella regler för skydd av den marina miljön (Kulander et al, 2004).

Sjöfartsverket har det övergripande ansvaret för åtgärder till att förhindra och förebygga oljeutsläpp från fartyg och olyckor till havs. Sjöfartsverket har även ansvar att de ombord på fartyget så långt som möjligt ska begränsa/förhindra oljeutsläppet.

Naturvårdsverket är en central miljömyndighet och har det övergripande ansvaret för bedömning och uppföljning av miljöeffekter ute till havs och i inlandsvatten (Kulander et al, 2004). Naturvårdsverket har ett avtal med IVL Svenska Miljöinstitutet AB i form av en oljejour som fungerar som expertstöd för kommunerna vid sanering av olja (Kulander et al, 2004).

Internationellt

Runt Östersjön gränsar nio länder som alla har olika intressen. Genom ett internationellt samarbete kan man förebygga och förstärka övervakningen och kapaciteten att bekämpa oljeutsläpp till sjöss. Sverige har ingått flera olika avtal bland annat Bonnavalet, Köpenhamnsavtalet och HELCOM, vilka nedan kommer att beskrivas.

Bonnavalet

Inom Nordsjöländerna det vill säga Belgien, Danmark, Frankrike, Tyskland, Nederländerna, Norge, Storbritannien, Sverige och EU-kommissionen sker ett samarbete vid olyckor som leder till olje- eller kemikalieföroreningar i Nordsjön. Det geografiska avtalsområdet omfattar Engelska kanalen, Nordsjöområdet inklusive Skagerrak. Genom detta avtal har man utarbetat regler och rutiner för samordnad flygövervakning och för dokumentation och bevissäkring mot fartyg som bryter mot utsläppsreglerna. Dessa länder har ett ömsesidigt varningssystem för att tillsammans kunna bekämpa även större olyckor eller illegala utsläpp (Kustbevakningen, 2008b).

HELCOM (Helsinki Commission Baltic Marine Environment Protection Commission)

Helsingforskommissionen, HELCOM, arbetar för att skydda den marina miljön i Östersjön från alla sorters föroreningar genom samarbete med länderna kring havet. Arbetet i Östersjöområdet och dess speciellt känsliga karaktär kännetecknas av olika faktorer som rör miljö, ekonomi och sociala förhållanden (Regeringskansliet, 2008).

Köpenhamnsavtalet

Detta avtal har funnits sedan 1971 och i det förbinder sig de nordiska länderna att samverka för att skydda havsmiljön när den är hotad oavsett vilket av länderna som berörs. Länderna har fartyg, flyg och satelliter till sitt förfogande för övervakning till sjöss (Eriksson et al 2007).

IMO (The International Maritime Organization)

IMO har cirka 150 medlemsländer och är FN:s internationella sjöfartsorganisation (Kustbevakningen, 2008b). Det är ett samarbete för sjösäkerhet och för att förhindra förorening/utsläpp från fartyg till den marina miljön. IMO har en sjösäkerhetskommitté Maritime Safety Committee (MSC).

EU (Europeiska unionen)

Inom EU finns ett samarbete för hantering av miljöräddningsfrågor till sjöss (Kulander, 2004). Det finns en dygnetrunt- bemannad informationscentral för att samordna räddningsinsatser vid en större miljöolycka till sjöss.

2.7 Saneringsmetoder

Typen av olja styr ofta saneringskostnaden. Trögflytande och klibbig olja är i allmänhet svår och dyr att sanera (ITOPF, 2007) medan lätta raffinerade produkter som bensin och diesel ofta inte leder till någon omfattande sanering (Forsman, 1997). Det är viktigt att anpassa oljeskyddsinsatserna efter strandtypens känslighet, eftersom olika strandtyper har olika känslighet (Forsman, 1997).

De finns olika metoder att sanera olja dels till sjöss och dels vid strandzonen. I strandzonen vidtar man åtgärder innan och efter oljan nått strandlinjen (Kulander et al, 2004).

Kommunerna ställer höga krav på saneringsgraden vid öar och stränder som är bebyggda och har höga naturvärden eller ett stort värde för friluftsliv (Forsman, 2007). Det finns fyra metoder man använder sig av (Kulander et al, 2004).

Strandtvättning: Denna metod bygger på tvättningsmetoder med vatten av olika temperaturer, hög- och lågtrycksspolning, flodning med sjövattnet eller till exempel blästring med sand. Det finns både mjuka och hårda metoder att använda sig av. Här måste man ta hänsyn till skadeeffekterna som tvättningen kan medföra på det drabbade området till exempel underlagets känslighet, renhetskrav och oljekvalitet och användningsområde (Forsman, 1997).

Mekanisk upptagning: Här tas oljan upp med antingen manuella verktyg eller med maskinella metoder som till exempel vakuumsugare.

Naturlig återhämtning: Här bryter naturen själv ned oljan. Denna metod används om området är svårtillgängligt eller om andra saneringsmetoder gör mer skada än nytta för området.

Påskyndad biologisk nedbrytning: För att påskynda den naturliga nedbrytningen tillsätter man här näringsämnen för att stimulera tillväxten av mikroorganismer som i sin tur bryter ned oljan på naturlig väg (Kulander et al, 2004).

Om en oljeolycka sker i ett tätbefolkat område på land sker ofta en högre grad av sanering än ute till havs (Fejes och Lindgren, 2004c). Ännu en faktor som påverkar saneringen vid ett oljeutsläpp är allmänhetens reaktion. Analysresultat som visar att hot för människa och miljö inte utgör någon större fara, bemöts oftast från allmänheten av emotionella argument och icke vetenskapliga uppfattningar att ytterligare sanering krävs istället för att låta den naturliga återhämtningen ta vid (Fejes och Lindgren, 2004c).

Bedömningsgrunder för hur långt man ska sanera saknas idag i Sverige. En sådan manual har beställts av räddningsverket från IVL och beräknas snart vara klar. Faktorer som måste tas hänsyn till är de miljömässiga och socioekonomiska effekterna av olja, grad av naturlig återhämtning, effekt av olika saneringsmetoder och effekt av längre driven sanering (Fejes och Lindgren, 2004c). Andra faktorer som påverkar bedömningsgrunderna varierar från nationella, regionala och lokala myndigheter, politiska grupper, media och den lokala befolkningen som lever eller vistas i det drabbade området.

3. Modeller

I detta avsnitt presenteras bakgrunden till de olika modeller som använts till den biologiska inventeringen och till de socioekonomiska beräkningarna. Den biologiska inventeringen och klassificeringen ligger till grund för både den biologiska klassificeringen och identifiering av de socioekonomiska näringsverksamheterna.

3.1 Modell för den biologiska klassificeringen

Den biologiska klassificeringen består av tio klasser baserat på Grundlauch och Hayes (1978) internationella indelning av oljekänslighetsindex från 1978, men som sedan anpassats till svenska förhållanden (Lindgren och Martinsson, 2005). Den senaste klassificeringen är hämtad från Planverkets kustinventering från 1969 och omfattade ca 40 000 kustsegment med en minsta kartering på 100 meter. Totalt inventerades 12 800 km kust, huvudsakligen från båt (Liljeberg och Lindblom, 2005). Klassificeringen av stranden utfördes utifrån Räddningsverkets känslighetsindex med 10 olika klasser (0-9), där både de ekologiska och socioekonomiska faktorerna bedöms (bilaga 5). Känslighetsindex 0 har den lägsta känsligheten och känslighetsindex 9 den högsta enligt tabell 3. När man har klassat kusttypernas känslighetsindex har man sammanvägt olika faktorer och dess förutsättningar för naturlig nedbrytning, sårbarhet vid saneringsarbetet samt den ekologiska komplexiteten (Lindgren och Martinsson, 2005).

ESI-MAPS

Det finns även en internationell klassning där USA i mitten av 1970-talet utvecklade ESI maps (Environmental Sensitivity Index) för att identifiera känsliga kuster och dess biologiska och socioekonomiska resurser. ESI maps innehåller en samlad information om de kustnära resurserna som är känsliga/skyddsvärda om ett oljeutsläpp skulle ske (NOAA, 2008., bilaga 6). Kartan är uppdelad i tre huvudkategorier: kustnära habitat (shoreline habitat), känsliga biologiska resurser (sensitive biological resources) och populära allmänna platser (Human-use resources). Kustnära habitat omfattar typ av strand, vågexponering, biologisk känslighet och hur lätt området är att sanera. Känsliga biologiska resurser omfattar de djur eller växter som är känsliga vid ett oljeutsläpp. Arterna är indelade i kategorier som baseras på deras beteende, morfologi samt hur känsliga och sårbara de är vid ett oljeutsläpp. De populära/allmänna platserna omfattar exempelvis flygplatser, båtramp, marinor, parker, kritiska habitat och badplatser (NOAA, 2008).

3.2 Modeller för uppskattning av socioekonomiska kostnader

Sverige har inte drabbats av några större oljeutsläpp vilket gör att det saknas erfarenhet av de indirekta ersättningskostnaderna (skadekostnaderna). För att uppskatta de socioekonomiska skadekostnaderna för områdena finns idag pålitliga men komplicerade modeller att följa. Utvecklingen av denna beskrivs nedan.

I en förstudie har man skisserat ett olycksscenario och beräknat utifrån den totala turistomsättningen med hänsyn till den riskbild som förekommer kring svenska kusten. Denna metod ger endast en grov uppskattning (Forsman, 2004). Amerikanska naturvårdsverkets modell BOSCEM (Basic Oil Spill Cost Estimation Model) innehåller olika kostnadsmodeller för respons, miljöskador och socioekonomiska skadeeffekter (Forsman, 2004, bilaga 7). Modellen tar hänsyn till total utsläppsmängd, oljetyp, responsstrategi, strandtyp, socioekonomisk och kulturell känslighet där kostnaderna beräknas per volym utsläppt olja. I denna modell finns även en korrektionsfaktor som ska rankas mellan 0,1-2,0 beroende på om det är ett högt eller lågt socioekonomiskt värde.

En svensk vidareutveckling av BOSCEM- modellen har varit att separera olika socioekonomiska kostnadskomponenter för att förbättra noggrannheten hos de drabbade näringsverksamheterna till exempel turistrelaterad verksamhet, fiske och vattenbruk. En annan förändring i jämförelse med BOSCEM-modellen är att beräkna kostnaden utifrån längd förorenad kuststräcka istället för att beräkna kostnaden per volym utsläppt olja. Detta för att man vet sen tidigare oljeutsläpp att spridningen när det gäller kostnad per volym kan vara mycket stor (Forsman, 2005). Några av de dyraste utsläppen har orsakats av relativt små oljetankfartyg. För ett stort oljetankfartyg är den potentiella oljeutsläppsmängden större, men det är mer sällsynt att en hel tanker går förlorad vid ett oljeutsläpp (White och Molooy, 2003).

I den vidareutvecklade modellen för turism beräknas skadekostnaden enligt formeln:

$$\text{Skadekostnad [kr]} = \text{Landpåslag [m]} \times \text{Socek}_{\text{turism}} [\text{kr/m}] \times \text{Skadegrad [\%]}/100$$

Formeln innehåller regionens kustlängd, förädlingsvärde (socioekonomisk känslighetsindex) och skadegrad. Förädlingsvärdet ($\text{Socek}_{\text{turism}} [\text{kr/m}]$) i regionen har SCB (Statistiska centralbyrån) beräknat genom att kombinera värdet från turisternas utgifter med de uppgifter man samlar in inom produktionsstatistiken (Forsman, 2007). För att beräkna detta värde subtraheras produktionsvärdet med förbrukningsvärdet. På liknande sätt finns modeller och statistik för fiske, havsbruk.

Med hjälp av denna modell och beräkningsverktyg har en länsvis sammanställning gjorts uttryckt i en socioekonomisk känslighets- karta för bland annat turism, fiske, havsbruk etc. per län i kostnad per meter (Forsman, 2005., bilaga 8). En ytterligare modell där statistiken brutits ned på kommunnivå kan ge ett noggrannare resultat. Modellen bygger på att det finns tillgänglig statistik (Forsman, 2007).

För att få reda på den drabbade sträckans längd har SMHI med hjälp av beräkningsverktyget (Sea Track- WEB) kunnat simulera och beräkna drift, spridning och landpåslag vid ett oljeutsläpp. Här finns även information om hur mycket av oljan som bryts ned naturligt, omhändertas till sjöss och hur mycket som når stranden (Forsman, 2005).

Fritidsfiske

Fritidsfisket genererar inga pengar eftersom fisken som fångas är matfisk och inte foderfisk. För att beräkna bortfall av fritidsfiske kan man beräkna de kostnader förenat med utrustning, båt, eller resor och boende i samband med fiske. Dessa utgifter kan betraktas som fasta men om oljeutsläppet är stort kan branschen påverkas på grund av minskat intresse för inköp av ny utrustning (Forsman, 2005).

Utgifter för utrustning och båt är fördelade på meter kustlängd av fastland. De socioekonomiska beräkningarna för fritidsfiske ser ut på följande sätt:

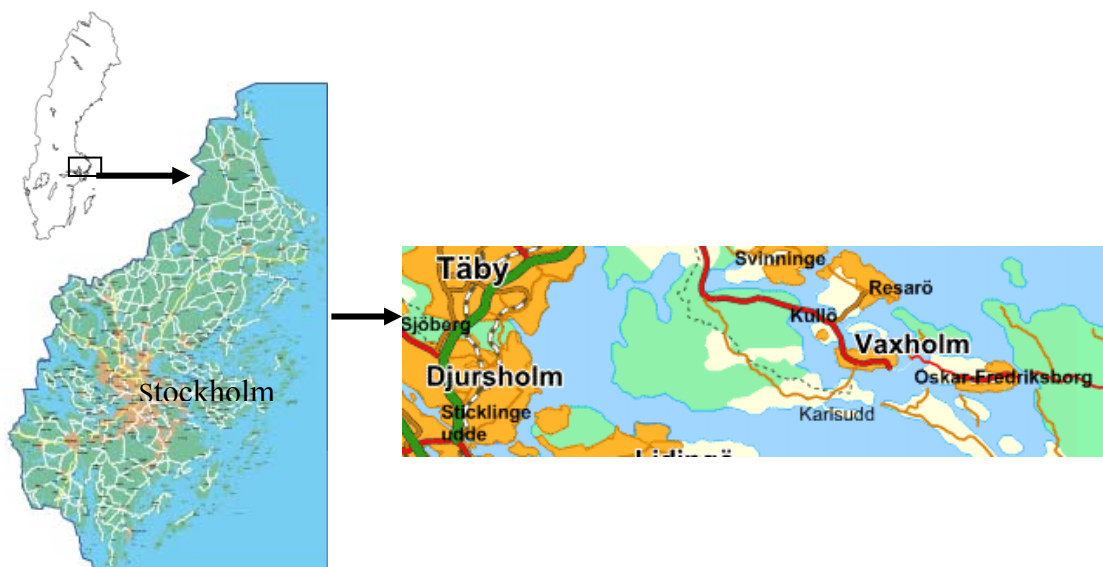
$$\text{Skadekostnad [kr]} = \text{Landpåslag [m]} \times \text{Socek}_{\text{ffiske}} [\text{kr/m}] \times \text{Skadegrad [\%]}/100$$

Skadegraden uppskattas mellan 0-100 procent. Den är beroende av när oljeutsläppet sker, hur stor del av stranden som blivit nedsmutsad och vilken betydelse strandnära aktiviteter/verksamheter har för kommunen (Forsman, 2005). Skadegraden representerar vid ett oljeutsläpp de bortfall av inkomster som drabbar kommunen under det första året.

4. Områdesbeskrivning

Denna studie grundas framförallt på inventeringar som är utförda längs strandlinjen, linjen där vattnet tar slut och stranden börjar, i Danderyd, Täby och Vaxholms kommuner i Stockholms län (figur 4). Bogesundslandet i Vaxholms kommun innehåller ett rikt och varierat kultur- och skogslandskap med många vandringsleder men även möjlighet till bland annat camping, bad och fiske för det rörliga friluftslivet. Troligen kommer Bogesund att bli naturreservat inom en snar framtid. Både Täby och Danderyds kommun längs Stora Värtan innehåller en likartad strandlinje med parker och strandpromenader samt hamnar och marinor för det rörliga friluftslivet men även många privata fastigheter.

Utanför dessa områden går farleden till Stockholms Frihamn i Värtan med en årligt ökande mängd passagerare och gods. Dessutom trafikeras farleden av oljetankfartyg till Louddens oljeterminal.



Figur 4. Studieområdet omfattar kustområden i Danderyd, Täby och Vaxholms kommuner i Stockholms län.

Kustkommunerna som inventerats är Vaxholm, Täby och Danderyd (figur 4).

I *Vaxholms kommun* har en del av Bogesundslandet inventerats. Bogesundslandet med 591 invånare (wikipedia, 2008b) är en naturligt avgränsad halvö som omges av Stora Värtan, Askrikefjärden och Trälhavet (Terstad, 1988). Det ligger ca 10 km fågelvägen från Stockholms centrum och är ett välbesökt friluftsområde med cirka 100 000 besök per år (Hedberg, 2008). Bogesundslandet är småkuperat med en högsta topp på 60 meter över havet. Här finns ett varierande landskap med dominerande barrskog, lövskogspartier, öppna odlingsmarker och värdefulla naturområden (ibid). Dammstakarret är ett Natura-2000 område som innehåller unik natur med sumpskogar och tallmosse och utgör dessutom en värdefull fågellokal (Hedberg, 2008). Det finns även skyddsområden för gäddlekplatser i vikar. Här finns även kulturvärden till exempel Bogesunds- och Rydboholms slott, Frösviks gård och fornborgen Tenöborg. Vid Ellboda finns en friluftsgård med servering, motionsspår och slalombacke (Hedberg, 2008). Det finns även en golfbana, badplatser, tält- och husvagnsplatser samt gästhamnar vid Bogesundslandet vilket gör att det har ett högt värde för friluftslivet. Strandskyddet vid Bogesund är 300 m med undantag för Askrike camping vilket tyder på att stränderna är särskilt värdefulla (Hedberg, 2008).

I strandlinjen längs Stora Värtan i Täby och Danderyds kommun finns mest bebyggelse i form av bostäder, ett fåtal badplatser och en del båthamnar och marinor. Detta gör att de inventerade områdena skiljer sig åt till utseendet både utifrån de biologiska och de socioekonomiska faktorerna.

Täby kommun ligger cirka två mil norr om Stockholm och har cirka 60 000 invånare (Täby kommun, 2008). Här finns en del gröna orörda områden samt ett stort föreningsliv främst idrottsklubbar. Östersjön når in till Täby via Stora Värtan. Eftersom Stora Värtan ligger långt in ifrån Östersjön så har stränderna insjökaraktär. Stora Värtan tar även emot dagvatten från Täby. Utmed Värtan finns planlagd parkmark, ett sju kilometers promenadstråk och en naturlig miljö vilket gynnar friluftslivet. Längs kusten till Stora Värtan finns badplatser med sandstrand i Näsby park. Det finns även badbryggor, båthamnar och vid Näsä äng lekplatser. I Näsby finns även Näsby slott som idag är en konferensanläggning med hotell och restaurang (Täby kommun, 2008).

Danderyd kommun ligger cirka 1 mil norr om Stockholm och har cirka 30 789 invånare (Danderyd kommun, 2008). Den består av fyra kommundelar, Danderyd, Djursholm, Enebyberg och Stocksund (Danderyd kommun, 2008). Här finns sjöar, skogar och lövrika omgivningar men även kulturminnen som runstenar, gravhällar och gamla gårdar. Öarna öster om Framnäsvisken i Stora Värtan är naturreservat och är viktiga fågellokaler. Det finns även olika parker exempelvis Cedergrenska parken som är ett bevarandeområde med det Cedergrenska tornet, Germaniaparken samt Svanholmsparken som är ett populärt område med badplats. Här finns varierande naturmiljöer till exempel grova ädellövträd, äldre barrträd, öppet hav, våtmarker och naturstränder och parkstränder. Stora Värtans stränder erbjuder särskilda skönhetsvärden med möjlighet till både bad- och båtliv. I Danderyd upptar bebyggelse och anläggningar en stor del av ytan. Bebyggelsen är ofta väl anpassade till terrängen. Danderyd har en lång kuststräcka där flera områden ex Djursholm är låglänta vilket gör att de vid högvatten delvis är översvämmade (Danderyd kommun, 2008).

5. Material och metod

En inventering har utförts för att klassificera ekologiska och socioekonomiska faktorer och för att uppskatta de kostnader och den påverkan som kan tänkas uppstå om ett oljeutsläpp skulle ske. Inventeringen ute i fält påbörjades i slutet av april 2008 och pågick totalt under 4 veckor. Inventeringen utfördes i fält och data som samlades in analyserades och bearbetades i GIS-programmet Solen, ett GIS-koncept byggt på Mapinfo. Identifiering av strandtyperna underlättades av att vegetationssäsongen redan kommit igång.

Tillämpliga delar av resultatet från den biologiska klassificeringen har legat till grund för att beräkna de socioekonomiska faktorerna. Till exempel har de biologiskt klassade anläggningarna i denna studie antagits vara förknippade med turism och rörligt friluftsliv. Kartering av antal bryggor och inventering av antal båtplatser ger en indikation på hur mycket strandlinjen är exploaterad samt förekomsten av friluftsliv.

5.1 Den biologiska klassificeringen

Största delen av inventeringen gjordes med hjälp av båt vilket gav bättre överblick och var mer effektivt. Otillgängliga partier inventerades till fots. Klassificeringen av stranden utfördes utifrån Räddningsverkets känslighetsindex med 10 olika klasser (0-9), där både de biologiska och socioekonomiska faktorerna blev uppskattade (bilaga 5). Klass 0 har den lägsta känsligheten och klass 9 den högsta enligt tabell 4. Vid sanering styr oftast de socioekonomiska faktorerna över de ekologiska när det gäller hur långt man ska sanera (Fejes och Lindgren, 2003a). Data som samlades in bestod av koordinater för de olika strandtyperna med en noggrannhet på 10 meter i x- och y-led. Tidigare inventering från 1969 var mer översiktlig och hade en noggrannhet på 100 meter i x- och y-led. Denna användes för att jämföra och studera eventuell förändring samt skillnad men även som stöd vid utförandet av inventeringen.

En strand som innehöll fler olika strandtyper klassificerades efter den dominerande typen. I fält användes en handhållen GPS och en klinometer för lutningen. Lutningen av en strand är viktig att veta dels för exponeringen av vågor och dels för att veta vilken saneringsmetod som kan användas. Då lutningen i ett strandavsnitt varierat har den lägsta lutningen prioriterats. För att skilja klippstränder och klippbranter åt bestämdes att en lutning $<50^\circ$ skulle karaktärisera klippstrand och $\geq 50^\circ$ klippbrant. Även vattenståndet har noterats de dagar då inventering utfördes vilket är viktigt att ha med eftersom medelvattenståndet varierar över året.

En jämförelse av de klassade strandtyperna från inventeringen från 1969 och den nya från 2008 har utförts för att se hur strandlinjen förändrats. I denna studie har GIS-programmet Solen använts vid analys av 2008 års inventering och Miljöatlasen har använts vid analys av 1969 års inventering.

5.2 Den socioekonomiska klassificeringen

För att kunna utföra en noggrann beräkning av de socioekonomiska kostnaderna för näringsverksamheter och fiske, krävs uppgifter om bland annat årsomsättning. Eftersom de flesta näringsidkare inte ville uppge årsomsättningen gick metoden inte att tillämpa.

Alla i inventeringen klassade anläggningar (näringsverksamheter) och för områdena allmänna/populära platser för friluftslivet till exempel badplatser och camping antas i denna studie vara förknippade med turism och rörligt friluftsliv. Dessa har därmed använts vid

beräkning av de socioekonomiska kostnaderna för varje kommun. I beräkningsförutsättningarna har i denna studie antagits att skadegraden i de inventerade områdena är 50 procent under det första året. Det vill säga inkomster och bortfall halveras under det aktuella året. Anläggningar kommer i denna studie innefatta näringsverksamheter som till exempel småbåtshamnar och camping, men även onaturliga anläggningar som till exempel en konstruerad stenmur längs strandlinjen. Mätningar och beräkningar har gett information om hur stor del av det inventerade området som består av anläggningar och viktiga allmänna/populära platser. Turismkonsumtionens årliga förädlingsvärde utslaget per kustlängd i kr/m har sammanställts för Stockholms läns turism i en tidigare studie som en socioekonomisk känslighetskarta (Forsman, 2005). För att få en uppdaterad information har kostnaderna från 2003 räknats upp till 2007 års värden enligt konsumentprisindex (KPI), vilket motsvarar 4,3 procent (SCB, 2008). Att använda KPI är ett vedertaget sätt att beräkna olika prisutvecklingar och ger ett ungefärligt mått på den socioekonomiska känsligheten för turismen. Skadekostnaderna antas för turism vara proportionella mot längden av förorenad strandlinje.

I en tidigare studie har även en fritidsfiskekarta som tagits fram och innehåller kostnader för utrustning och båt fördelat per meter kustlängd i respektive regioner (Forsman, 2005). I Mellersta Östersjön var denna kostnad 15 kronor per meter år 2000. En uppräknings har gjorts med 2007-års nivå med KPI, vilket motsvarar 8,7 procent (SCB, 2008). Då blir kostnaden för fritidsfiske 16 kronor per meter. Förekomst av fritidsfiske har i denna studie antagits ske längs med hela sträckan som inventerats i kommunerna.

Bryggor har karterats och indikerar i denna studie två olika aspekter. Detta för att skilja på privat brygga som indikerar på att ett strandavsnitt är exploaterat och bryggor vid småbåtshamnar indikerar att de används för det rörliga friluftslivet, vilket vid ett oljeutsläpp drabbar fler människor än vid privat brygga. Antal båtar vid småbåtshamnarna har registrerats för att veta hur många människor som utnyttjar bryggorna vid hamnarna.

5.3 GIS-hantering och analyser

Under fältarbete lägesbestämde de olika strandtyperna ändpunkter med hjälp av en GPS. Koordinaterna lagrades i referenssystemet RT90 2,5 gon V, det vill säga Rikets nät. För att kunna analysera och bearbeta koordinaterna i kommunens GIS-program Solen transformerades dessa om med hjälp av GPS-Utility och ArcView till ST74, som är ett kommunalt referenssystem som används inom Stockholms län.

De olika strandklasserna har lagrats som olika linjevektorer i olika färger. Vid ställen där någon typ av felkälla uppstått t.ex. svår framkomlighet på grund av stängsel så har Google Earth och flygbilder från Eniro använts som hjälpmedel för klassificeringen.

Genom att söka på olika linjevektorer fås olika attribut ut från den associerade relationsdatabasen. Attributen ger information om datum, strandtyp och länk, index, lutning, vattenstånd och registrator. Linjevektorerna lagras som koordinatpar och representerar start och slutpunkt för de strandtyper som använts. Genom att definiera ett ID nummer för varje objekt kan attribut kopplas till de enskilda objekten, vilket har gjorts manuellt. Vid inmatning av de önskade attributen för varje objekt har ett databashanteringsprogram använts.

Miljöatlas

Det slutgiltiga materialet kommer sedan att transformeras till så kallade shapefiler och lagras i Miljöatlasen. Miljöatlasen är en digital kartwebbtjänst som har utvecklats för att informera vilka områden som bör prioriteras vid ett olje- eller kemikalieutsläpp samt ge information om

skydds- och saneringsåtgärder (Liljeberg och Martinsson, 2007). Naturvårdverket gav år 2003 IVL, Svenska Miljöinstitutet i uppdrag att tillsammans med Länsstyrelsen i Västra Götaland arbeta fram en GIS-baserad miljöatlas som officiellt finns tillgänglig hösten 2008. Denna tjänst är tänkt att fungera som ett hjälpmedel för samarbetet mellan berörda kommuner och myndigheter vid ett oljeutsläpp. I kombination med Räddningsverkets saneringsmanual ger god vägledning för hur de respektive känsliga stränderna bäst ska skyddas och saneras samt hur beredskapen skall anpassas efter lokala förhållanden.(Forsman, 2008).

Genom interjuver med olika verksamheter via mail eller telefon har jag fått information om de socioekonomiska värdena vid de områden jag inventerat till exempel antal båtar vid hamnar med mera (bilaga 9). Mail och telefonkontakt till IVL:s oljejour har förekommit för att få reda på vad som var viktigt att tänka på för igångsättningen av inventeringen samt vilka karteringsmått som var möjliga att använda.

6. Resultat

6.1 Den biologiska klassificeringen

Den totala längden inventerad kuststräcka i varje kommun varierar, vilket man måste vara observant på vid de olika beräkningarna. Resultaten av det biologiska men även beräkningarna av de socioekonomiska kostnaderna redovisas därför kommunvis. De strandtyper som bör prioriteras vid ett oljeutsläpp är de strandtyper med känslighetsindex sju och högre (Lindgren och Ryegård, 2005), speciellt index åtta och nio som är skärskilt känsliga (Ryegård, 2006).

I resultaten från klassificeringen av de tio olika klasserna finns inte någon klapperstensstrand redovisad på grund av att den inte påträffades i dessa områden. Tabell 5 innehåller uppgifter om det aktuella vattenståndet vid inventeringstillfällena. Vid en inventering av detta slag är det viktigt att ta hänsyn till vattenståndet eftersom det varierar över året. I april/maj är det som lägst och i december som högst (Östersjöportalen, 2008). Skillnaden i vattenstånd gör att utseendet på ett strandavsnitt kan variera under året.

Tabell 5. Vattenståndet i de tre kommunerna Danderyd, Täby och Vaxholm vid inventeringstillfällena. Minusvärden anger avvikelser från medelvattenståndet.

Datum	Vattenstånd i Stockholm (cm)	
23-apr	-27	Vaxholm
24-apr	-21	Vaxholm
25-apr	-21	Vaxholm
28-apr	-24	Vaxholm
29-apr	-25	Vaxholm
30-apr	-23	Vaxholm
02-maj	-22	Vaxholm
04-maj	-24	Vaxholm
07-maj	-24	Vaxholm
08-maj	-18	Vaxholm
09-maj	-20	Vaxholm
16-maj	-12	Danderyd och Täby
23-maj	-10	Danderyd och Täby

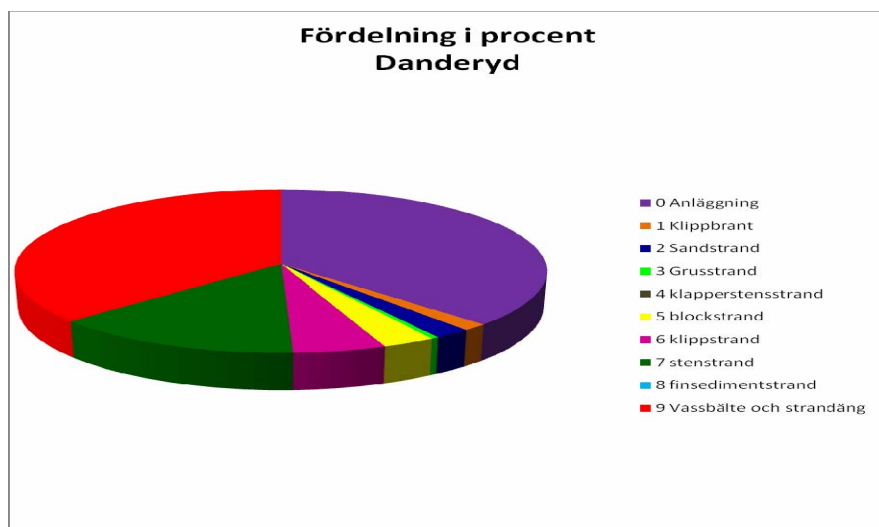
6.1.1 Danderyd

I Danderyds kommun längs Stora Värtan inventerades en sträcka på 12 995m (figur 9 karta). Här utgjorde anläggningar (37,3 procent) och vassbälten (36,6 procent) en stor del av den inventerade sträckan enligt tabell 6. Detta tyder på att området har ett högt biologiskt värde och att det är exploaterat. Stenstränder utgjorde (14 procent), klippstrand (5,2 procent), blockstrand (3 procent), sandstrand (2 procent). Strandtyper som var mer sällsynta var klippbrant (1,4 procent) och grusstrand (0,4 procent).

Tabell 6. Fördelning av strandtyp i procent och i sträcka, samt den totala inventerade kuststräckan i Danderyds kommun. Procenten är avrundad till en decimal.

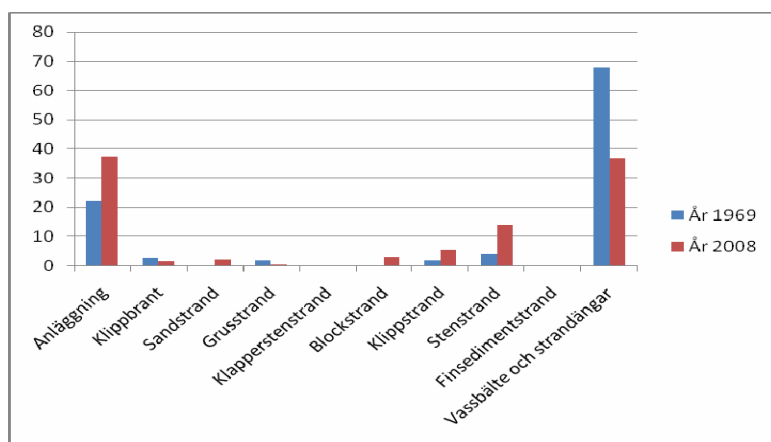
Känslighetsindex	Strandtyp	Andel (%)	Sträcka (meter)
0	Anläggning	37,3	4853
1	Klippbrant	1,4	179
2	Sandstrand	2	266
3	Grusstrand	0,4	55
4	Klapperstensstrand	0	0
5	Blockstrand	3	387
6	Klippstrand	5,2	674
7	Stenstrand	14	1823
8	Finsedimentstrand	0	0
9	Vassbälte och strandäng	36,6	4758
	Total		12995

Den inventerade kuststräckan i Danderyd var till stor del exploaterad av olika anläggningar enligt figur 5. Vissa strandavsnitt i denna kommun har inte blivit inventerade förut.



Figur 5. Fördelning av de biologiska strandtyperna längs Stora Värtan i Danderyds kommun. Anläggning 37,3 procent, klippbrant 1,4 procent, sandstrand 2 procent, grusstrand 0,4 procent, klapperstensstrand 0 procent, blockstrand 3 procent, klippstrand 5,2 procent, stenstrand 14 procent, finsedimentstrand 0 procent och vassbälten och strandäng 36,6 procent. Total längd 12 995m.

Vid jämförelse mellan inventeringen från 1969 och 2008 ser man att alla strandtyper varierar (figur 6). Vassbälten utgjorde cirka 70 procent 1969, medan 2008 års inventering består av cirka 40 procent vassbälten. Andelen anläggningar har ökat.



Figur 6. Jämförelse av strandtypernas fördelning vid inventeringen 1969 och 2008 över Danderyd

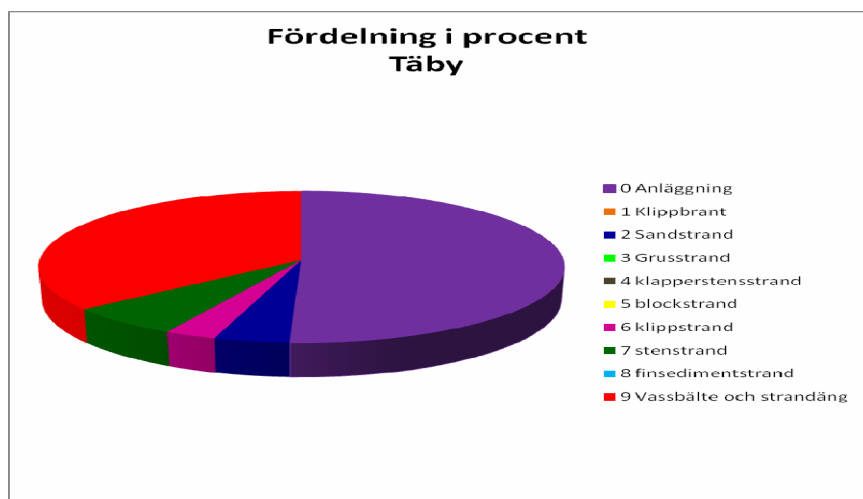
6.1.2 Täby

I Täby kommun längs Stora Värtan inventerades 3891 meter av kuststräckan (figur 9, karta). Här påträffades som mest (50,6 procent) anläggningar enligt tabell 7. Vassbälten utgjorde 35,7 procent, stenstrand 6,5 procent, sandstrand 4,3 procent och klippstrand 2,9 procent.

Tabell 7. Fördelning av strandtyp i procent och sträcka, samt den totala inventerade kuststräckan i Täby kommun. Procenten är avrundad till en decimal.

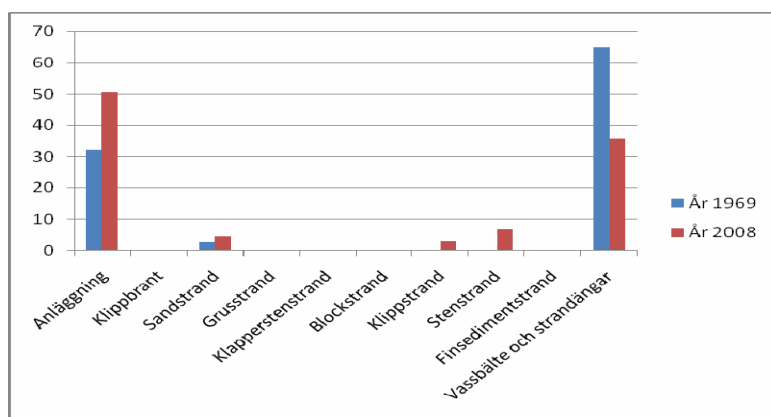
Känslighetsindex	Strandtyp	Andel (%)	Sträcka (meter)
0	Anläggning	50,6	1970
1	Klippbrant	0	0
2	Sandstrand	4,3	167
3	Grusstrand	0	0
4	Klapperstensstrand	0	0
5	Blockstrand	0	0
6	Klippstrand	2,9	113
7	Stenstrand	6,5	253
8	Finsedimentstrand	0	0
9	Vassbälte och strandäng	35,7	1388
	Total	100	3891

I Täbys kommun dominerar anläggningar vilket tyder på att även detta område är exploaterat enligt figur 7. Resultatet visar att av tio klasser var det fyra som inte fanns med.



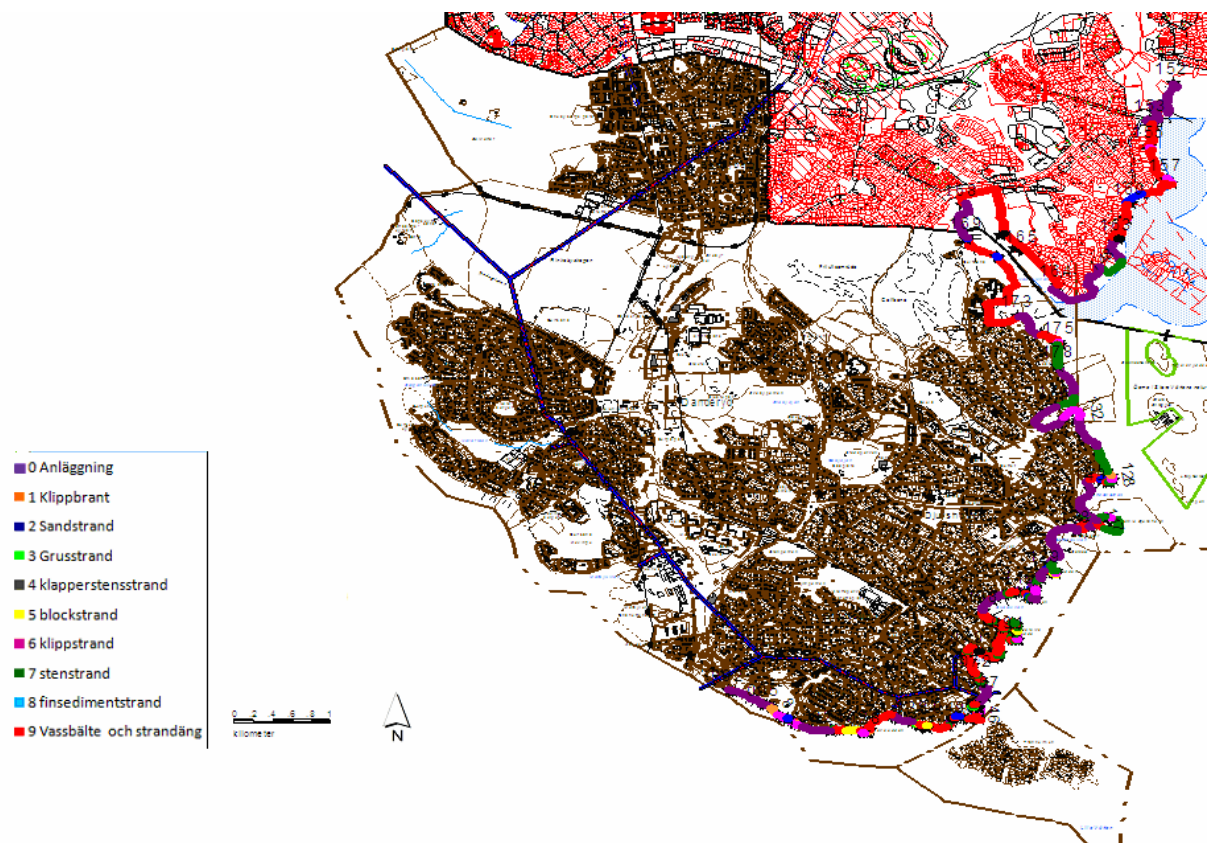
Figur 7. Fördelning av de olika strandtyperna läng Stora Värtan i Täby kommun. Anläggning 50,6 procent, klippbrant 0 procent, sandstrand 4,3 procent, grusstrand 0 procent, klapperstensstrand 0 procent, blockstrand 0 procent, klippstrand 2,9 procent, stenstrand 6,5 procent, finsedimentstrand 0 procent och vassbälte och strandäng 35,7 procent. Total längd 3891m.

Jämförelsen av strandtypernas fördelning från inventeringen år 1969 och 2008 varierar i Täby kommun (figur 8). År 1969 utgjorde vassbälten cirka 65 procent och i 2008-års inventering 45 procent av strandlinjen. I inventeringen från 2008 har stenstrand och klippstrand inventerats. Dessa klasser fanns inte med i inventeringen från 1969.



Figur 8. Jämförelse av strandtypernas fördelning från inventeringen 1969 och 2008 över Täby.

Inventerad och klassificerad sträcka längs kommunerna Danderyd och Täby (figur 9).



Figur 9. Karta över inventeringen längs Stora Värtan i Danderyd och Täby kommun. Känslighetsindex är inlagt med olika färger. Minsta karteringsenhet på 10 meter skala 1:50 000.

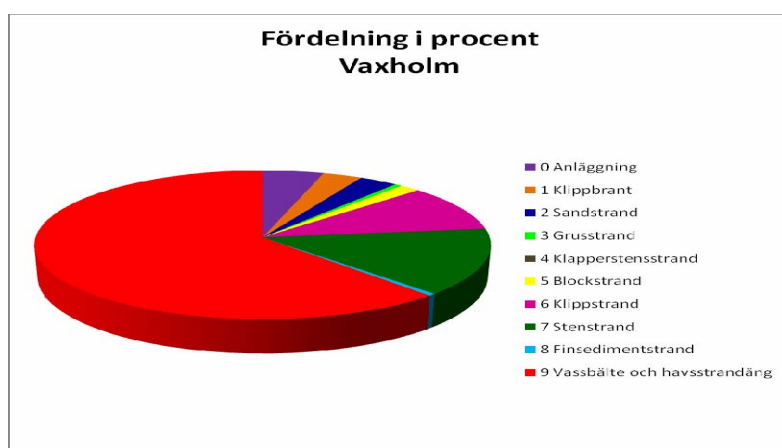
6.1.3 Vaxholm

På Bogesundslandet inventerades en sträcka på 62 266 m (figur 11) vilket var den längsta sträckan bland de olika kommunerna. Resultaten från inventeringen visar att Bogesundslandet till stor del består av vassbälten (61,9 procent) enligt tabell 8. Variationen av strandtyper är stor på Bogesundslandet eftersom många stränder inte är exploaterade. Andra vanliga strandtyper är stenstrand (14,5 procent) och klippstrand (10,1 procent) som sedan följs av anläggningar (4,8 procent), klippbranter (3,1 procent), sandstrand (3 procent). De strandtyper som inte var så vanliga var blockstrand (1,6 procent), grusstrand (0,6 procent) och finsedimentstrand (0,5 procent) som var den ovanligaste av de strandtyper som identifierades.

Tabell 8. Fördelning av strandtyp i procent och i sträcka, samt den totala inventerade kuststräckan på Bogesundslandet i Vaxholms kommun. Procenten är avrundad till en decimal.

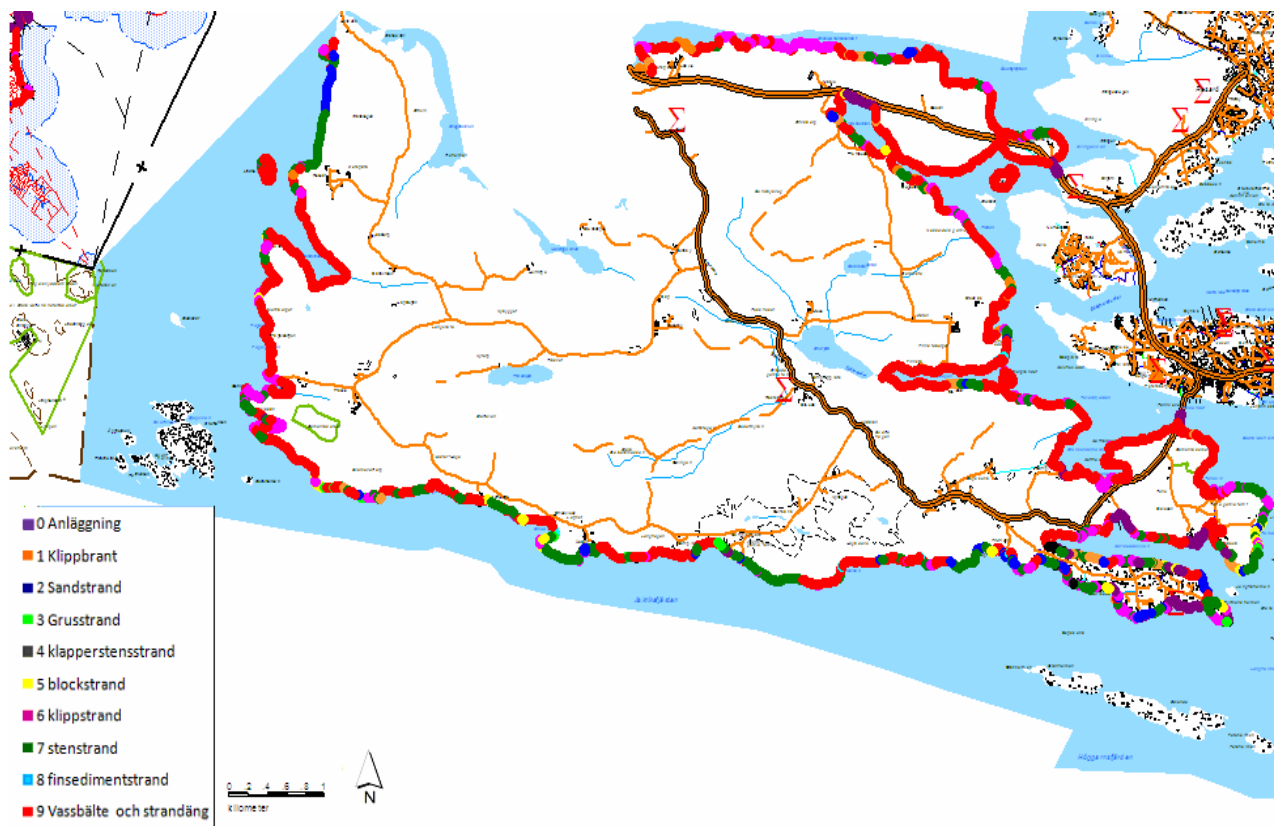
Känslighetsindex	Strandtyp	Sträcka (meter)	Andel (%)
0	Anläggning	2 967	4,8
1	Klippbrant	1 913	3,1
2	Sandstrand	1 884	3
3	Grusstrand	356	0,6
4	Klapperstensstrand	0	0
5	Blockstrand	998	1,6
6	Klippstrand	6 264	10,1
7	Stenstrand	9 033	14,5
8	Finsedimentstrand	285	0,5
9	Vassbälte och havssträndäng	38 566	61,9
	Total	62 266	100

På Bogesundslandet dominerar vassbälten, klass 9 som har det högsta känslighetsindexvärdet (figur 10). Detta tyder på att området har en hög prioritet ur ett biologiskt perspektiv vid ett oljeutsläpp.



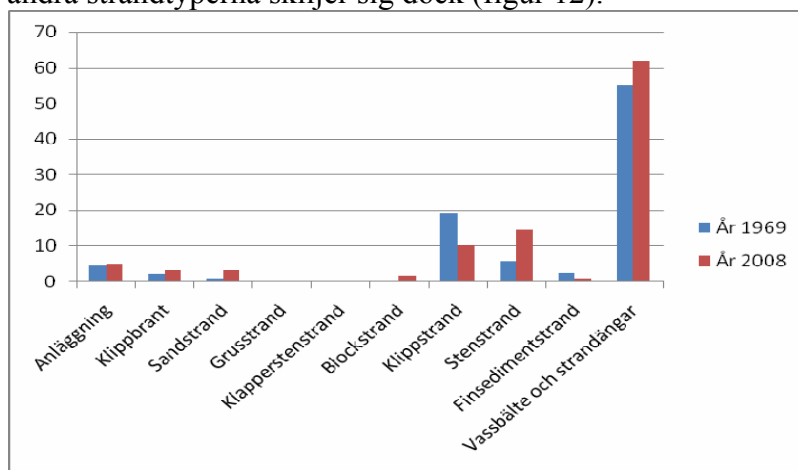
Figur 10. Fördelning av de biologiska strandtyperna på Bogesundslandet i Vaxholms kommun. Anläggningar utgör 4,8 procent, klippbrant 3,1 procent, sandstrand 3 procent, grusstrand 0,6 procent, Klapperstenstrand 0 procent, blockstrand 1,6 procent, klippstrand 10,1 procent, stenstrand 14,5 procent, finsedimentstrand 0,5 procent och vassbälte och strandängar 61,9 procent. Total längd 62 266 m.

Karta av inventerad och klassificerad sträcka i Vaxholms kommun på Bogesundslandet (figur 11).



Figur 11. Karta över inventeringen vid Bogesundslandet i Vaxholms kommun. Känslighetsindex är inlagt med olika färger. Minsta karteringsenhet 10 meter skala 1:55 000.

Jämförelsen av strandtypernas fördelning från inventeringen år 1969 och 2008 varierar på Bogesundslandet. Resultaten visar att antalet anläggningar inte förändrats mellan åren men de andra strandtyperna skiljer sig dock (figur 12).



Figur 12. Jämförelse av strandtypernas fördelning från inventeringen 1969 och 2008 på Bogesundslandet i Vaxholm.

6.2 Den socioekonomiska klassificeringen

De socioekonomiska kostnaderna är uppdelade efter turism och rörligt friluftsliv samt fritidsfiske.

6.2.1 Turism och rörligt friluftsliv

För att beräkna de socioekonomiska kostnaderna förutsätts i denna studie att alla enligt den biologiska klassningen klassade anläggningar drabbas turismen på ett eller annat sätt. Ytterligare områden för friluftsliv som är allmänt kända och populära har i denna studie tagits med för att få en mer specifik beräkning av de inventerade områdena (bilaga 10).

Av de socioekonomiska faktorerna är det de turistrelaterade verksamheterna som drabbas hårdast vid ett oljeutsläpp (Forsman, 2006c). Det är även ett av de få områden där det finns utvecklade beräkningsmetoder att tillgå. Enligt bilaga 8 var värdet för turismen 871kr/m år 2003 men med KPI:s utveckling till och med 2007 blir värdet 909kr/m.

De socioekonomiska verksamheterna/platserna hade en längd på 4853 meter i det inventerade området i Danderyds kommun och skadegraden antas till 50 procent och beräknas därmed till **2 205 688** kronor (bilaga10).

I det inventerade området i Täby kommun har de socioekonomiska verksamheterna/platserna en längd på 1970 meter och skadegraden antas till 50 procent beräknas därmed till **895 365** kronor enligt (bilaga 10).

De socioekonomiska verksamheterna/platserna har en längd på 2967 meter i det inventerade området Bogesundslandet i Vaxholms kommun och skadegraden antas till 50 procent beräknas därmed till **1 348 501** kronor (bilaga 10).

Allmänna/populära friluftsområden i de inventerade kommunerna varierar. I tabellerna 9,10,11 redovisas vilka allmänna/populära platser som valts ut för de olika kommunerna.

Tabell 9. Områden/platser i det inventerade området längs Stora Värtan i Danderyds kommun som är allmänna/populära friluftsområden

Kommun	Svanholmens badplats (m)	Germaniaviken (m)	Total (m)
Danderyd	58	46	104

Tabell 10. Områden/platser i det inventerade området längs Stora Värtan i Täbys kommun som är allmänna/populära friluftsområden.

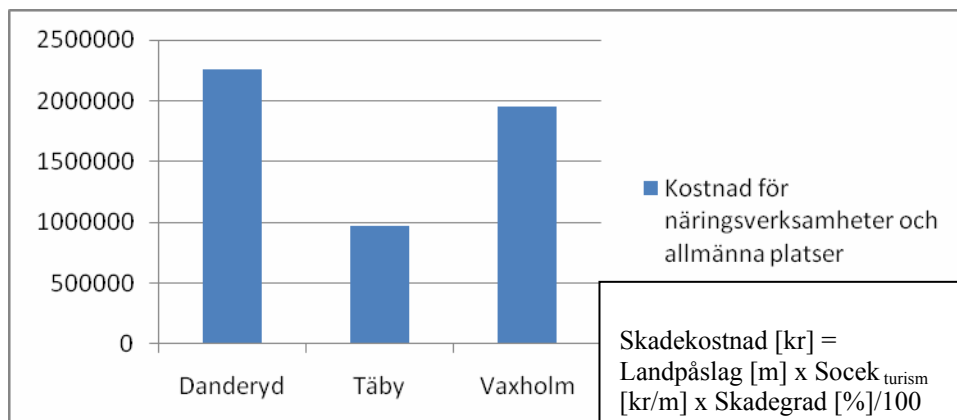
Kommun	Kråkuddens badplats (m)	Näsa-ängs badplats (m)	Total (m)
Täby	10	147	157

Tabell 11. Områden/platser i det inventerade området på Bogesundslandet i Vaxholm kommun som är allmänna/populära friluftsområden.

Kommun	Mista camping (m)	Tenöbadet (m)	Fridhemsbadet (m)	Askrike camping (m)	Total (m)
Vaxholm	95	59	185	996	1335

Kostnader för näringsverksamheter och allmänna platser

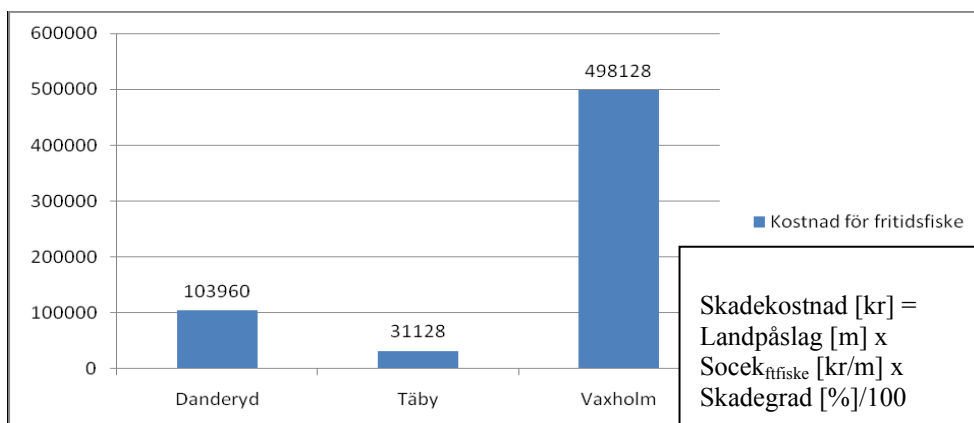
Skadekostnaderna för turism består av klassade anläggningar (näringsverksamheter) och allmänna/populära platserna för friluftslivet (figur 13). Utförligare uträkningar kan ses i bilaga 10.



Figur 13. Beräknad socioekonomisk kostnad för näringsverksamheter och allmänna/populära plaster för Danderyd, Täby och Vaxholms kommun.

6.2.2 Fiske

Ytterligare en socioekonomisk kostnad som berörs i kommunerna är fritidsfiske. I figur 14 redovisas kostnader för fritidsfiske i de olika kommunerna. Med fritidsfiske menas i denna studie, de inkomster för utrustning och båt som näringsverksamheterna förlorar vid ett oljeutsläpp under det aktuella året. I Danderyd blir skadekostnaden 103 960 kronor, i Täby 31 128 kronor och i Vaxholm på Bogesundslandet 498 128 kronor. Se uträkningar i bilaga 10.



Figur 14. Kostnad av fritidsfiske i de inventerade områdena i Danderyd, Täby och Vaxholms kommun. Den inventerade och beräknande sträckan i de olika kommunerna varierar. Resultaten är beräknande utifrån schablonvärden.

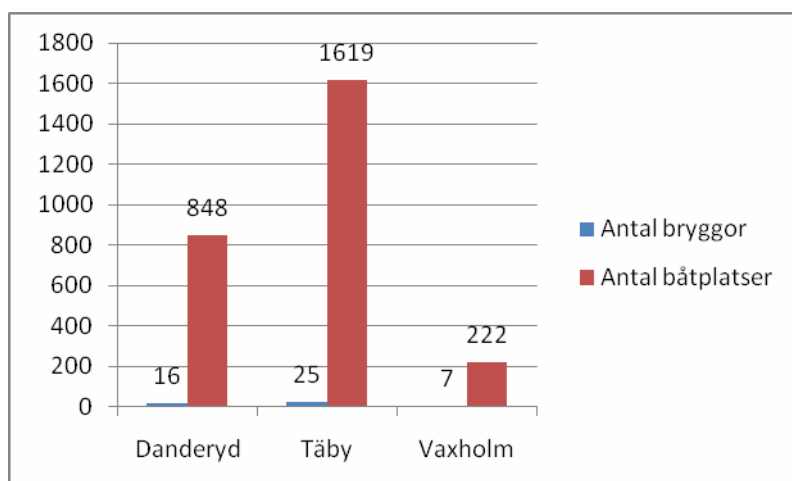
6.3 Bryggor

Antal bryggor och båtar är uppdelade beroende på om det är en småbåtshamn eller privat brygga. Eftersom olika långa sträckor har inventerats i de olika kommunerna kan en jämförelse mellan kommunerna inte göras. I det inventerade området i Danderyd finns 16 bryggor vid olika småbåtshamnar med 848 båtar. I Täby finns 25 bryggor vid de inventerade småbåtshamnarna med 1619 båtar. På Bogesundslandet i Vaxholm finns 7 bryggor vid olika småbåtshamnar med 222 båtar (tabell 12).

Tabell 12. Antal bryggor och båtar vid småbåtshamnar i Danderyd, Täby och Vaxholms kommun.

Kommun	Antal bryggor	Antal båtar
Danderyd	16	848
Täby	25	1619
Vaxholm	7	222

Vid småbåtshamnarna är bryggorna större och har fler båtar än privata bryggor som oftast bara har 0-3 båtar vid bryggan. I Täby och Danderyd finns en hög andel småbåtshamnar och båtplatser (figur 15).



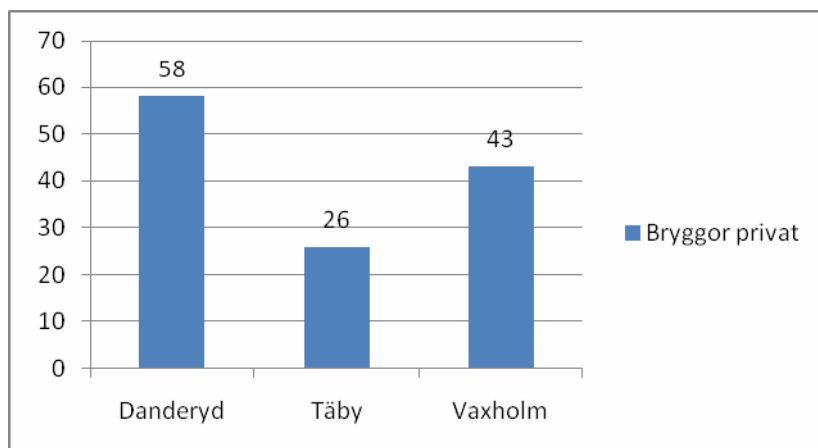
Figur 15. Antal bryggor vid småbåtshamnar och båtplatser i Danderyd, Täby och Vaxholms kommun, 2008.

Antal privata bryggor längs de inventerade kuststräckorna i de olika kommunerna. Danderyd har 58 privata bryggor, Täby har 26 bryggor. På Bogesundslandet i Vaxholm finns 43 privata bryggor (tabell 13).

Tabell 13. Antal privata bryggor i de inventerade områdena Danderyd, Täby och Vaxholm.

Kommun	Antal bryggor privat
Danderyd	58
Täby	26
Vaxholm	43

I figur 16 visas resultatet av privata bryggor i de inventerade områdena. Täbys 3891 m inventerad strand har 26 privata bryggor jämfört med Danderyd 58 privata bryggor på 12 995m det vill säga bryggtätheten inom Täby kommuns inventerade strand är betydligt större än Danderyds. Orsaken kan vara större strandtomter inom Danderyd. Vid förekomst av privat brygga finns oftast en fastighet i närheten (Mattisson, 2003)



Figur 16. Antal privata bryggor längs strandlinjen. I Danderyd 58 bryggor, i Täby 26 bryggor och i Vaxholm 43 bryggor.

7. Diskussion

Östersjöns instängda läge gör att om det sker en oljeolycka, når oljan nästan alltid kusten (figur 3). Det är oroande på grund av att där finns viktiga områden för växt- och djurlivet och många av våra värdefulla rekreationsområden (Havet, 2008). Därför bör både kapacitet och beredskap höjas genom kunskaper om vad som ska prioriteras vid strandzonen.

I denna studie har de olika strandtyperna noggrant inventerats och klassificerats. Genom den biologiska klassningen finns nu en mer uppdaterad och detaljerad kartering av vilka biologiska värden som finns i dessa områden. Med hjälp av klassificeringen har även de socioekonomiska kostnaderna identifierats och beräknats från vidareutvecklade modeller för de inventerade områdena. Dessa faktaunderlag är en del av den information som kan användas i kommunernas oljeskyddsplan. Den biologiska klassningen kommer även att läggas in i Miljöatlasen som är ett operativt hjälpmedel för att prioritera och rikta insatserna vid ett oljeutsläpp. Detta kommer att underlätta beredskaps- och saneringsarbetet vid ett oljeutsläpp.

7.1 Den biologiska klassificeringen

Inventeringen visar att vassbälten inte bara är den mest förekommande strandtypen utan också den högst prioriterade klassen när det gäller biologiska skyddsvärden. Dessa områden är viktiga som lek- och reproduktionsområden för fiskar och häckande fåglar.

Vassvegetationen dämpar vågorna och därmed spridningen av olja som ansamlas vilket gör att uppehållstiden kan bli lång (Forsman, 1997). Förutom vassbälten (index 9) ingår även strandtyperna finsediment (index 8) och stenstränder (index 7) i de högprioriterade klasserna. Vid finsedimentstränderna som består av finkornigt material finns en produktion av många smådjur och växter som utgör viktig föda för bland annat fåglar (Forsman, 1997).

Stenstränder tillhör de högt prioriterade på grund av att området kan utgöra häckningsplats för fåglar eller växtplats för ovanliga växtarter (ibid). Bland de högprioriterade strandtyperna med känslighetsindex (≥ 7) finns även många rödlistade växtarter, vilket är en av orsakerna till att de är skyddsvärda (Hermansson, 2008).

Resultaten av de högprioriterade strandtyperna med känslighetsindex (≥ 7) uppgick i Danderyd till 50 procent längs den inventerade kuststräckan. I Täby bestod strandlinjen av 42 procent och i Vaxholm på Bogesundslandet 77 procent. Andelen högprioriterad strandlinje är relativt hög i de tre kommunerna vilket gör att det krävs mer resurser och beredskap för att skydda dessa.

Den tidigare inventeringen utfördes 1969 med dåtidens tekniska hjälpmedel och hade en minsta karteringsenhet av strandtyper om ≥ 100 meter. Idag har det gått cirka 40 år sedan denna inventering utfördes vilket förmodligen innebär en förändring av strandtyper både genom ett naturligt och onaturligt sätt. Vid den nya inventeringen användes nyare teknik och en mindre karteringsenhet för strandtyperna på ≥ 10 meter. Resultaten vid jämförelsen från de olika inventeringsåren visar att med en mindre karteringsenhet inventerades fler strandtyper. Den nya inventeringen innebär alltså en mer uppdaterad bild av hur strandlinjen ser ut idag och även en mer detaljerad bild av strandtyperna.

Eftersom olika strandtyper är olika känsliga för ett oljeutsläpp är det viktigt att anpassa oljeskyddsinsatserna efter strandtyp (Forsman, 1997). Utöver kartering av strandtyper omfattade inventeringen även vattenstånd och strandtypens lutning. Dessa uppgifter är viktiga att ta hänsyn till eftersom strandtypens utseende kan förändras efter årstid och väderleksförhållanden men även påverka spridningen av olja vid ett oljeutsläpp. Inventeringsresultaten visar att i de inventerade kommunerna finns det många högprioriterade

strandtyper. Genom denna noggranna inventering har kommunerna fått ett bättre underlag för att förbereda och prioritera skadeskyddsinsatserna vid ett oljeutsläpp.

7.2 Den socioekonomiska klassificeringen

Sedan urminnes tid har närhet till vattnet varit en viktig faktor vid val av boplats. För många människor lockar vistelse vid stränder med sina naturvärden och många vill även bo nära vattnet (Kindström, 2006). Strandlinjen i kommunerna har olika utseende beroende på en mängd faktorer. Faktorer som beaktas i denna studie är exploateringsgrad, näringsverksamheter för turism och rörligt friluftsliv samt fritidsfiske. En annan faktor som har betydelse är strandskyddet som skiljer sig i de berörda kommunerna. Bogesundslandet i Vaxholm har 300 meter strandskydd med undantag för Askrike Camping, Täby har strandskydd i någon enstaka vik och i Danderyd finns det inget strandskydd. För de områden som inte har strandskydd har kommunen upprättat detaljplaner vilket innebär att man då får förändra mark- eller vattenanvändningen i överensstämmelse med planen (Boverket, 2008). Ett mer omfattande strandskydd betyder oftast fler naturområden som är tillgänglig för allmänheten och för rörligt friluftsliv. Utmed strandlinjen i kommunerna finns förutom olika strandtyper och hotade arter även näringsverksamheter exempelvis småbåtshamnar och campingar men även privata strandfastigheter.

Vid val av beräkningsmodell för de socioekonomiska kostnaderna fanns det flera modeller att välja på. Den valda modellen är anpassad efter svenska förhållanden med länsvisa faktauppgifter och ger därför en noggrannare kostnadsuppskattning än den amerikanska BOSCEM-modellen (Forsman 2005). Den socioekonomiska beräkningsmodellen som använts i denna rapport bygger på länsvisa uppgifter och på kommunnivå bör resultatet ses som en uppskattning och inte ett faktiskt mått (Forsman, 2005). Det finns ytterligare en modell som bygger på kommunvisa faktauppgifter. Denna modell har inte varit användbar på grund av att de berörda kommunerna saknar faktauppgifter som exempelvis statistik över turistomsättningen.

Skadegraden är svår att förutse och kan variera. Den är oftast som störst direkt efter oljeutsläppet för att sedan avta med tiden. Därför valdes skadegraden till 50 procent genomgående för första året.

Beräkningarna för turism och rörligt friluftsliv är beroende av antalet näringsverksamheter/allmänna platser i respektive område. Av beräkningarna (bilaga 10) framgår att de tätbefolkade kommunerna Danderyd och Täby har hög andel av verksamheter/allmänna platser. I Danderyd består 38 procent av den inventerade sträckan av verksamheter/allmänna platser och i Täby 55 procent. Skillnaden mellan dessa grannkommuner på 17 procent beror troligen på att i Danderyd finns betydligt fler större privata strandfastigheter. I Vaxholm på Bogesundslandet består endast 7 procent av den inventerade strandlinjen av verksamheter/allmänna platser. Resultatet var väntat då större delen av området är avsett för det rörliga friluftslivet. Resultatet från brygginventeringen av småbåtshamnar och privata bryggor indikerar på hur många båtägare som kan drabbas av begränsade nyttjandemöjligheter om ett oljeutsläpp skulle ske. Det är fler båtägare som drabbas i Danderyd och Täby än på Bogesundslandet. Kostnaderna för dessa olägenheter som uppstår är svåra att kvantifiera och uppskatta och omfattas därför inte i denna studie.

För fritidsfiske är kostnaden beroende på längden av inventerad sträcka (figur 14). Sifferunderlaget i beräkningsmodellen för fritidsfiske bygger på schabloner, vilket gör att resultaten ger en grov kostnadsuppskattning.

Studiens inventeringsresultat och kostnadsberäkningar har gett kommunerna ett underlag för att uppskatta de socioekonomiska kostnaderna.

”Att veta vad som ska prioriteras vid ett oljeutsläpp är en fråga som får beslutas från fall till fall beroende på bland annat årstid, känslig miljö, återhämtningsförmåga mm” (Fejes, 2008 pers. kommentar). ”Det går inte att säga generellt att högt socioekonomiskt värde har högre prioritet än ett högt naturvärde”. ”Däremot kan vissa områden ha både och, varför de skall prioriteras framför andra” (ibid).

8. Slutsats och rekommendationer

Resultaten visar att olika områden är olika känsliga både ur ett biologisk och ur ett socioekonomiskt perspektiv. Beroende på strandlinjens natur och exploatering kan skyddsinsatserna variera. I och med denna inventering har en uppdaterad och detaljerad känslighetskartläggning för dessa områden förbättrats.

De inventerade kommunerna bör göra en komplettering med fortsatt inventering och klassificering av återstående kuststräcka. Man bör även följa upp inventeringsunderlaget vid förändringar som sker vid strandlinjen, för att informationen om strandlinjen ska vara så uppdaterad som möjligt.

Den biologiska inventeringen bör även kompletteras genom att till exempel ange områdets nyckelarter i högre grad eller arternas beteendekrav, habiatkrav och reproduktionsperioder. På detta sätt får man en mer detaljerad bakgrund till vilka skyddsvärden som finns längs strandlinjen.

Kommunerna Danderyd och Täby har förhållandevis höga socioekonomiska kostnader på grund av många näringsverksamheter för friluftslivet utmed strandlinjen. Trots relativt hög exploatering finns många högprioriterade biologiska värden bevarade. Bogesundslandet däremot har förhållandevis låga socioekonomiska kostnader men höga biologiska värden vilket inte är konstigt eftersom området inom en snar framtid kommer klassas som ett naturreservat.

Inventeringen ger även vägledning om hur många båtägare som kan drabbas av olägenheter. I samband med dessa olägenheter kan det uppstå socioekonomiska kostnader som är svåra att kvantifiera och beräkna.

Erfarenheten av större oljeutsläpp är liten i Sverige vilket innebär att praktiska erfarenheter saknas. Därför bygger de socioekonomiska beräkningsmodellerna till stor del på simuleringsmodeller. Nuvarande modeller kan sannolikt utvecklas ytterligare genom fortsatta fördjupade studier. Under tiden kan befintliga modeller för beräkning av fiske och turism förbättras genom mer samordnad statistik på kommunnivå.

Tack

Jag vill tacka min handledare Maj-Liz Nordberg, docent på Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi som varit ett stort stöd samt kommit med bra lösningar och synpunkter på arbetet. Lars "Linkan" Lindqvist, miljö- och hälsoskyddsinspektör på SRMH (Södra Roslagens miljö- och hälsoskyddskontor) som hjälpt till med båttransport och varit snäll och lånat ut sin båtplats samt båttillbehör under inventeringsperioden. Björn Forsman senior Project manager SSPA, Marcus Liljeberg, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Jonas Fejes IVL:s Oljejour, IVL Svenska Miljöinstitutet AB som besvarat olika frågor kring arbetet, Benny Karlsson, Täby kommun tekniska kontoret som hjälpt oss med GIS-programm och som haft tålamod, Jonas Nelson, teknisk lantmätare på Täby kommun som lärde ut grunderna i GIS-programmet Solen, Göran Alm som var mycket hjälpsam i och med transformering av koordinaterna utan hans hjälp hade det varit svårt., Malin Prima och all trevlig personal på SRMH som försett mig med underlagsmaterial samt tipsat om kontaktpersoner. Min familj och vänner vill jag särskilt tacka då de varit ett värdefullt bollplank och gett mig stöd.

Ett speciellt tack till Maria Hermansson som jag inventerade Bogesundslandet med (figur 11). Vi hade många trevliga och minnesvärda stunder i vått och torrt. Genom hennes stora engagemang, och många bra idéer kom vi långt. Vi kompletterade varandra och hittade tillsammans bra lösningar.

Stockholm, februari, 2009.

Anna Johansson

9. Referenser

Baltic Sea. 2008. *Baltic Sea 2020, Östersjön*. Hämtat 1/1-09 från http://www.balticsea2020.org/index.php?option=com_content&view=article&id=124&Itemid=85&lang=se

Blomberg, C., Dreijer, S. 2004. *Miljöproblem I Östersjön- Olja*. Stockholms Universitet, Miljövård 10p, HT04.

Boverket. 2008. *Detaljplanering*. Hämtat 15/1 från <http://www.boverket.se/templates/Page.aspx?id=1438&epslanguage=SV>

Danderyds kommuns hemsida. 2008. *Översiktsplan för Danderyds kommun 2005*. Hämtat 20/11 2008 från <http://www.danderyd.se/upload/5713/omsl.pdf>

Ericsson, M., Lindgren, C. et al. 2002. *Oljeutsläpp från fartyget Prestige*. Räddningsverket 2003, Karlstad ISBN- 91-7253-198-3

Eriksson, A., et al. 2007. *Gränsöverskridande samarbete vid miljöolyckor i Östersjön*.

Evans, S. 1997. *Olja- ett nygammalt miljöhot. Östersjön 97*. Hämtat 11/11 2008 från <http://www.smf.su.se/nyfiken/ostersjo/arsrapp/ostersjo97/T4s10-12.pdf>

EVOSTC. 2009. *Status of Injured Resources*. Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council. Hämtat 12/01-09 från <http://www.evostc.state.ak.us/recovery/status.cfm>

Fejes, J. 2008. Mailkontakt med Jonas Fejes, Guest Professor/Director IVL Oil Spill Environmental Advisory Service

Fejes, J., Lindgren, C. 2003a. *Miljöeffekter i strandzonen av oljepåslag och saneringsinsatser*. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Fejes, J., Lindgren, C. 2003b. *Minska antalet olje och kemikalieutsläpp till havs och minska konsekvenserna av utsläppen IVL*, Svenska Miljöinstitutet AB

Fejes, J., Lindgren, C. 2004c. *Miljöeffekter - utveckling av kriterier och metoder för bedömning av oljesanering på svenska stränder*. IVL Svenska Miljöinstitutet 2004-04-07.

Fejes, J., och Ryegård, A. 2007. *GIS-analyser av miljöskyddsåtgärder längs Sveriges fastlandskust. Beräkning av skyddsvärd kust fas III*. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Forsman, B. 1997. *Oljan är lös-handbok i kommunalt oljeskydd*. 1997 Räddningsverket, Karlstad. Risk –och miljöavdelningen.

Forsman, B. 2004. *Socioekonomiska effekter av större oljepåslag - förstudie med scenario*. Räddningsverket. Rapportnr 2003 3294-1.

Forsman, B. 2005. *Socioekonomiska effekter av större oljepåslag*. Fördjupningsstudie och generalisering, rapport till Räddningsverket. SSPA SWEDEN AB, Rapportnr 2003 3294-2.

Forsman, B. 2006a. *Dimensionering av den svenska oljeskyddsberedskapen vid stranden*. Nulägesbeskrivning, rapport till Räddningsverket. SSPA Sweden AB. Rapportnr 2005 3958-1

Forsman, B. 2006b. *Oljan är lös. Kapitel 4-juridiska grunder*. SSPA Rapportnr 2003 3177-1.

Forsman, B. september 2006c. *Socioekonomiska effekter av större oljepåslag*. Scenariostudier för Halland, Kalmar, Skåne och Blekinge län, rapport till Räddningsverket. SSPA Sweden AB, Rapportnr 2006 4238-1

Forsman, B. 2007. *Socioekonomiska effekter av större oljepåslag - scenariostudier för stockholmsregionen*. Rapport till Baltic Master. SSPA Sweden AB, Rapportnr 2007 4478.

Forsman, B. 2008. *Dimensionering av den svenska oljeskyddsberedskapen vid stranden, resursbehov för uppgradering*. SSPA Sweden, Rapportnr 2005-3958-2.

Fredman, P., Boman, M. 2008. *Friluftslivets ekonomiska värden - en översikt*. Forskningsprogrammet Friluftsliv i förändring, Rapportnr 5. ISBN 978-91-86073-11-4 September 2008.

Grid Arendal, HELCOM. 2008. Baltic facts and figures. Hämtat från HELCOMS:s hemsida 011208 från http://www.helcom.fi/environment2/nature/en_GB/facts/

Grundlach, E.R., Hayes, M O. 1978. *Classification of Coastal Environment in Terms of Potential Vulnerability to oil Spill damage*. Marine Technology Society Journal. Vol 12(4), p.18-27

Havet. 2008. *Havet – om miljötillståndet i svenska havsområden 2008*. Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-1262-5.

Hedberg, E. 2008. *Bogesundslandet remissförslag. Beslut om bildande av naturreservatet Bogesundslandet, Vaxholms kommun*. Länsstyrelsen i Stockholms län 2008-05-08.

HELCOM. 2007. *Report on shipping accidents in the Baltic Sea area for the year 2007*. Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission.

HELCOM. 2008a. *Alien species*. http://www.helcom.fi/shipping/ballast/en_GB/ballast/

HELCOM. 2008b. *Annual 2007 HELCOM Report on Illegal Discharges Observed During Aerial Surveillance*. Baltic Marine Environment Protection Commission June 2008.

Bild illegal <http://www.helcom.fi/stc/files/Maps/oilspills/oilspills2007.pdf>

Hermansson, M. 2008. *Kustinventering av Bogesundslandet - Kartering av olika strandtyper för prioritering vid oljeutsläpp*. Examensarbete, Naturgeografiska Institutionen, Stockholms universitet.

Isaeus, M. 2004. *Factors structuring Fucus communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea*. Stockholms Universitet.

ITOPF. 2007. *International Tanker Oil Pollution Fund*. Hämtat 18/9-08 från www.itopf.com.

Kautsky, N., Tedengren, M. 2007. *Salthalt, föroreningar och livet i Östersjön*. Föreläsningmaterial från HT 2007, Miljökunskap och Hälsoskydd.

Kindström, M. 2006. *Vad händer med våra stränder. Deras framtid i våra händer*. Länsstyrelsen Stockholms län rapport 2006:18. ISBN: 91-7281-227-3

Kulander, K-E., et al. 2004. *Oljeskadeskyddet utmed de svenska kusterna och i de stora insjöarna inför 2010*. Räddningsverket, Karlstad. ISBN 91-7253-237-8.

Kustbevakningen, 2008a. *Att rädda miljön kostar*. Hämtat 1/1-09 från <http://www.kustbevakningen.se/kbvtemplates/OneColPage.aspx?id=1463>

Kustbevakningen. 2008b. *Internationellt*. Hämtat 31/12-08 från <http://www.kustbevakningen.se/kbvtemplates/Page.aspx?id=575>

Liljeberg, M., Martinsson, A. 2007. *Digital miljöatlas, manual*. IVL Svenska miljöinstitutet.

Liljeberg, M., Lindblom, E. 2005. *Har vågorna format kusten? En frekvensanalys av sambandet mellan kusttyp och vågexponering för den svenska kusten*. För Räddningsverket.

Lindgren, C., Ryegård, A. 2005. *Beräkning av skyddsvärd svensk kuststräcka i Östersjön och Västkusten. Förstudie*. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Lindgren, C., Martinsson, A. 2005. *Hur lång är återhämtningstiden för den svenska kusten efter ett oljeutsläpp*. IVL Svenska Miljöinstitutet.

Lindvall, A-S. 2006. *Småskaligt bränslespill i besökshamnar*. Examensarbete Yrkehögskolan Sydväst Hållbar utveckling 2006.

Länsstyrelsen Stockholms län. 2008. *Strandskydd*. Hämtat 18/9 2008 från http://www.ab.lst.se/templates/InformationPage_3646.asp.

Mattisson, A. 2003. *Exploatering av stränder*. Metodstudie för övervakning av exploateringsgraden II. Vidareutveckling av indikatormodellen.

Midboe, F., Persson, H. 2004. *Oljeutsläpp och dess miljökonsekvenser i Östersjön*. Uppsala Universitet 2004.

Miljöinformationsenheten. 2004. *Strandexploatering i Stockholms län. Mälaren och Östersjön*. Länsstyrelsen Stockholms län. ISBN: 91-7281-130-7

Naturvårdsverkets. 2005. *Planering och förvaltning för friluftsliv*. Rapport nr 5468.

Naturvårdsverket. 2007. *HELCOM: s aktionsplan för Östersjön 2007. HELCOM:s ministermöte Krakow, Polen den 15 november 2007*. Naturvårdsverkets hemsida hämtat 8/12-08 från

http://naturvardsverket.se/upload/04_arbete_med_naturvard/Havsmiljo/HELCOM_BSAP_sve.pdf

Naturvårdsverket. 2008. *Strandskydd*. Hämtat 1/1-09 från

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Skydd-och-skotsel-av-vardefull-natur/Kust-och-hav/Strandskydd/>

NOAA. 2008. *Anatomy of ESI maps*. NOAA:s National Ocean Service, Office Of Response And Restoration.

Oljejouren. 2008a. *Socioekonomiska effekter*. Hämtat 1/6-08 från

<http://www.oljejour.ivl.se/innehall/socioekonomiskaeffekter.4.5e67d30a110922f8c9a80006773.html>

Oljejouren. 2008b. *Utsläppskällor*. Hämtat 2/1-09 från

<http://www.oljejour.ivl.se/innehall/faktaomolja/utslappskallor.4.5e67d30a110922f8c9a80006959.html>

Oljejouren. 2008c. *Vem gör vad vid ett utsläpp i svenska vatten*. Hämtat 1/1-09 från

<http://www.oljejour.ivl.se/innehall/oljeskyddsinsatser/vemgorvad.4.5e67d30a110922f8c9a80007783.html>

Oljejouren. 2009. *Socioekonomiska effekter 2009*. hemsidan

<http://www.oljejour.ivl.se/innehall/socioekonomiskaeffekter/kompensation.4.5e67d30a110922f8c9a80007719.html>

Regeringskansliet. 2008. *Helsingforskonventionen. Konventioner inom miljöområdet. E-post meddelandet till miljödepartementet*. Publicerad 17 mars 2008, uppdaterad 23 juni 2008.

Riksrevisionen. 2005a. *När oljan når land– har staten säkerställt en god kommunal beredskap för oljekatastrofer?* ISBN 91 7086 065 3. RiR 2005:31.

Riksrevisionen. 2005b. *Riksrevisionens styrelses framställning angående statens insatser för att säkerställa en god kommunal beredskap för oljekatastrofer*. 2005:06:RRS21

Rodhe, J. 2007. *Skrivelse. Återrapporering angående förslag till miljöövervakningsplan för att snabbt kunna säkra data vid oljeutsläpp till sjöss och möjliggöra en kontinuerlig och långsiktig uppföljning av miljöeffekterna*. Naturvårdsverket 2007-12-20 Dnr 721-385-06 Mm

Ryegård, A. 2006. *Beräkning av skyddsvärd kust II. En länsvis sammanställning av geografisk kustinformation*. IVL:s Oljejour.

Räddningsverket. 2006. *Saneringsmanual för svenska stränder*. ISBN: 91-7253-287-4.

Räddningsverket. 2007. *Oljan är lös. Falkenberg 22 mars 2007*. Workshop hämtat den 1/1 2009 från <http://www.n.lst.se/NR/rdonlyres/C77C7DAF-08CB-4071-8367-D94A3056E2D9/0/SRVNationelloljeinriktning.pdf>

Sandström, O., et al. 2007. Fiskrekrytering i Stockholms skärgård underlag för fiskevård och biotopskydd. Länsstyrelsen i Stockholms län.

SCB, Statistiska centralbyrån. 2008. *Konsumentprisindex (1980=100), fastställda tal 2008-10-09*. Hämtat 3/11-08 från http://www.scb.se/templates/tableOrChart___33847.asp.

Sjöfartsverkets hemsida. 2008. *Sjöfartens utveckling i Östersjöområdet 2007*. Utdrag ur årets Sektorsrapport. Hämtat den 25/10-08 från www.sjofartsverket.se.

Stockholms läns landsting. 2008. *Regionplane- och trafikkontoret*. Hämtat 9/5 2008 från http://www.rtk.sll.se/publikationer/bland annatndat/Delregional_remiss/del1_helhetsperspektiv.pdf

Svensk Turism AB. 2008. *Jämställ turismnäringen med andra näringar!* Hämtat 26/11-08 från <http://www.newsdesk.se/view/pressrelease/jaemstaell-turismnaeringen-med-andra-naeringar-16442>. 2007-08-29 17:23

Terstad, J. 1988. *Registerblad från 1988. Område av riksintresse för friluftsliv i Stockholms län*.

Täby kommuns hemsida. 2008. Hämtat 9/9-08 från www.taby.se.

Vattenportalens hemsida. 2008. *Oljeföroreningar i hav och sjöar*. Hämtat 11/12 från http://www.vattenportalen.se/fov_problemolja.htm

White, I.C., Molloy, F.C. 2003. *Factors that determine the cost of oil spills*. The International Tanker Owners Pollution Federation Limited.

Wikipedias hemsida. 2008a. *Friluftsliv*. <http://sv.wikipedia.org/wiki/Friluftsliv>

Wikipedias hemsida. 2008b. *Vaxholm*. Hämtat 8/8-08 från <http://sv.wikipedia.org/wiki/Vaxholm>

Östersjöportalen. 2006. *Forskningsinformation avgörande för att lösa Östersjöns miljöproblem 17.2.2006*. Hämtat 22/12-08 från http://www.fimr.fi/sv/ajankohtaista/uutisia_muualta/2006/sv_SE/1045/

Östersjöportalen. 2008. *Faktorer som påverkar vattenståndet*. Havsforsningsinstitut. Hämtat 2/11-08 från <http://www.fimr.fi/sv>.

Bilaga 1

Oljor kan klassificeras på flera olika sätt med avseende på egenskaper och toxicitet och tabellen är en vägledning för prioritering och val av metod (Forsman, 1997).

Typ av olja	Fysiska egenskaper	Toxicitet
A1 Lätt eldningsolja nr 1, bensin, kerosen	<ul style="list-style-type: none"> • Sprider sig snabbt • Låg viskositet • Mycket flyktigt, lättantändligt • Flampunkt 40°C • Specifik vikt 0,65–0,8 • Hög avdunstning och löslighet • Emulsioner är instabila • Tenderar att penetrera substratet 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxiciteten är relaterad till typ och halt av aromater i oljan • Akut toxicitet pga. aromaterna 1) naftalen, 2) bensen • Färsk olja mest toxisk för biota • Aromaternas toxicitet beror mest på "uppehållstiden" i respektive art • Växter på våtmarker och strandängar kan bli kroniskt påverkade pga. penetrering och inkorporering i sedimenten
A2 Eldningsolja nr 2, nr 4, diesel	<ul style="list-style-type: none"> • Låg till moderat viskositet • Flampunkt 38–66°C • Specifik vikt 0,83–0,87 • Tenderar att forma stabila emulsioner • Varierande penetrering i substrat • Olja kletar ner växter och djur 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicitet som Typ A1
B Lätt råolja	<ul style="list-style-type: none"> • Moderat viskositet • Flampunkt -6–32°C • Specifik vikt 0,7–1,0 • Aromathalt < 0,5–1% av vikten • Tenderar att forma stabila emulsioner • Varierande penetrering i substrat • Olja kletar ner växter och djur • Vädrad olja kan sjunka och absorberas av sedimentet • Vid vädring formas tjärbollar 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicitet samt nedkletning av organismer ger ökad påverkan • Toxicitet varierar med mängden lätta fraktioner • Lågtoxiska restprodukter smetar ner organismer • Lätta fraktioner kontaminerar porvattnet
C Tung råolja, bunker C, nr 6, asfalt, spillolja	<ul style="list-style-type: none"> • Moderat till hög viskositet • Flampunkt >65°C • Specifik vikt 0,96–0,99 • Mycket liten penetrering i substrat • Blir mindre viskös vid exponering i solljus, bildar stabila emulsioner • Bildar tjäraktiga klumpar vid låga temperaturer • Mycket svår att ta upp från vattnet • Olja kletar ner växter och djur • Lätt att ta bort med konventionella metoder vid påslag 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxiciteten är relativt låg i förhållande till andra effekter av oljan • Både omedelbara och långsiktiga effekter pga. aromatinnehåll och nedkletning • Toxicitet beror huvudsakligen på effekter från inkorporering av oljan i sedimentet • Absorption av värmestrålning ger termisk påverkan på omgivningen • Lägre toxicitet på alger än på rörliga djur

Fejes IVL, 1993

Vågexponering i studieområdet (Sandström, et al. 2007).

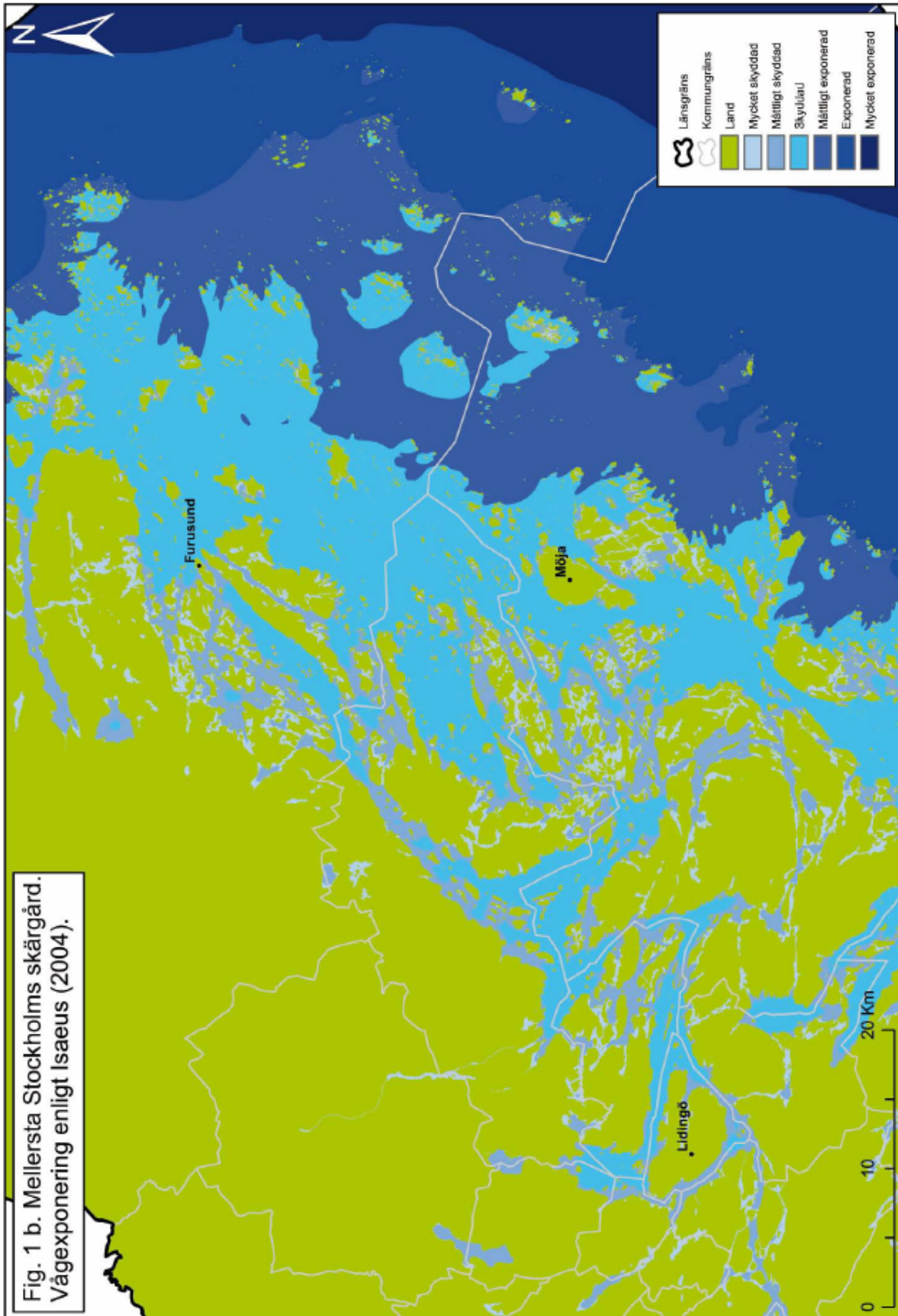


Fig. 1 b. Meilersta Stockholms skärgård. Vågexponering enligt Iseus (2004).

Fiskelekplatser inom studieområdet (Sandström, et al. 2007).

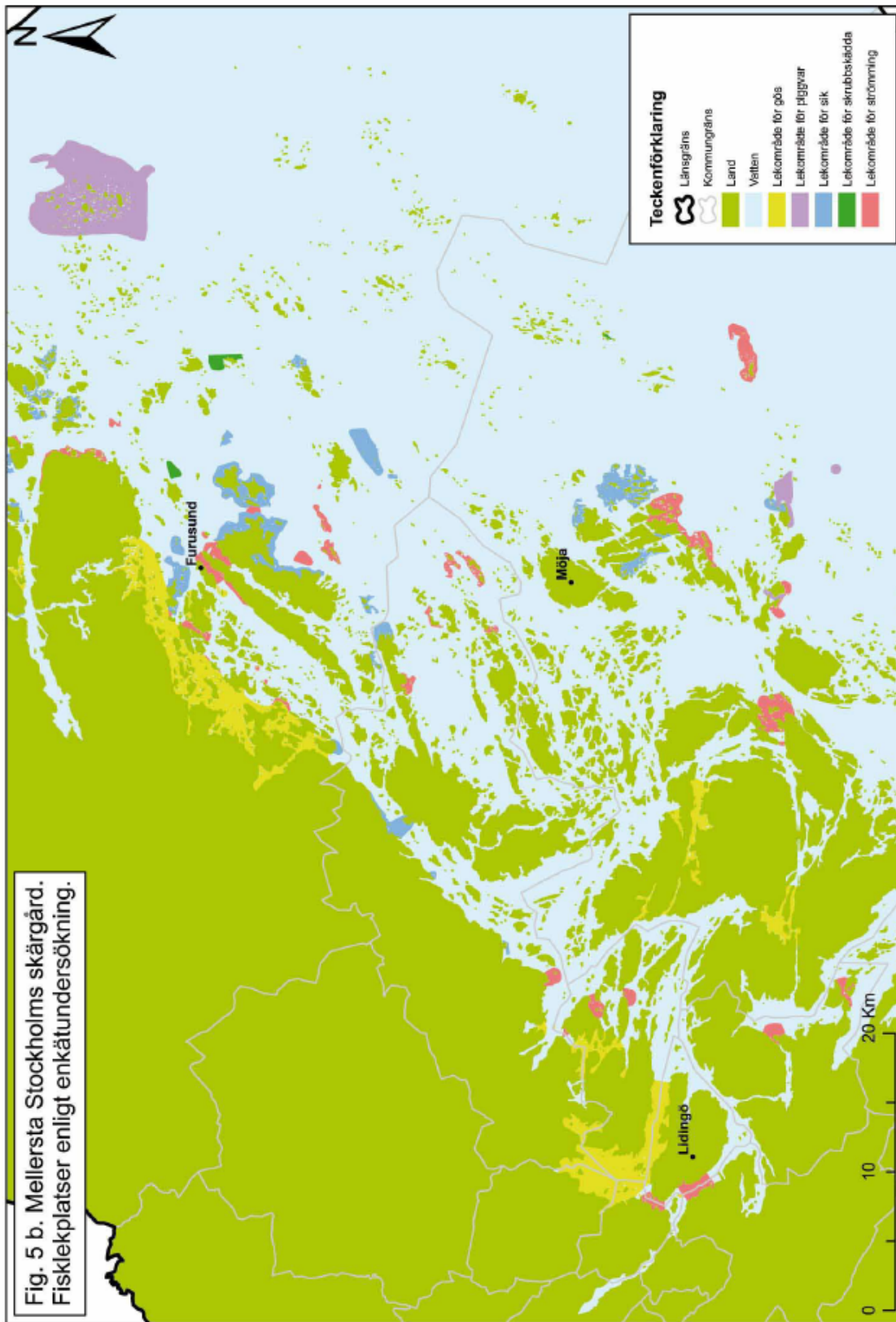


Fig. 5 b. Mellersta Stockholms skärgård. Fiskelekplatser enligt enkätundersökning.

Tidigare resultat av bryggindikatorn i studieområdena (Miljöinformationsenheten, 2004).

BRYGGINDIKATORN

15b. Havsstränder i Danderyd 1999

Fördelning av exploateringsklasserna i kommunen



Teckenförklaring

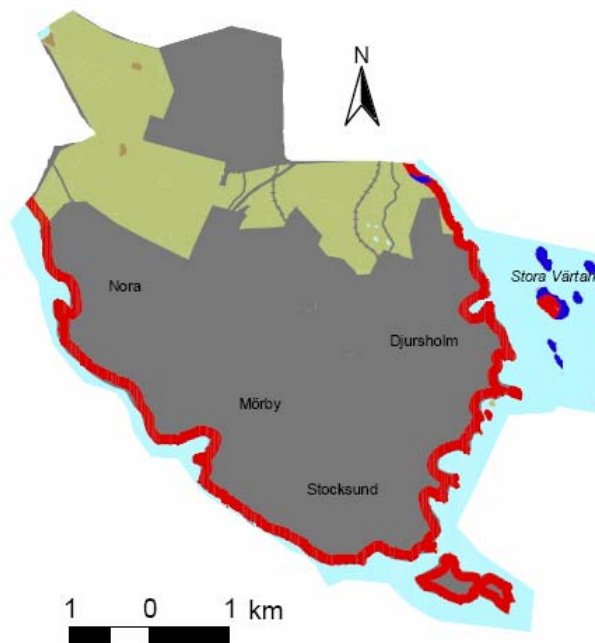
Exploateringsindikation

- Ingen exploateringsindikation
- Mindre exploateringsindikation
- Tydlig exploateringsindikation
- Kraftig exploateringsindikation
- Mycket kraftig exploateringsindikation

GSD Fastighetskartan och Röda kartan

- Vatten
- Skog, öppen och övrig mark
- Sankmark
- Tätortsområde
- Allmän väg
- Järnväg

© Lantmäteriverket 2003. Ur Fastighetskartan. Ärende nr M015641/AB.
© Lantmäteriet. Ur Röda kartan. Licensavtal 930317.



BRYGGINDIKATORN

26b. Havsstränder i Täby 1999

Fördelning av exploateringsklasserna i kommunen



Teckenförklaring

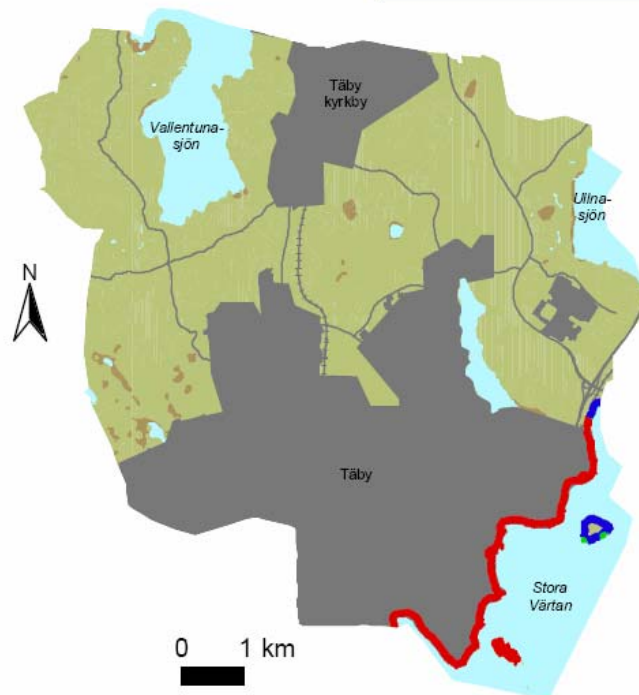
Exploateringsindikation

- Ingen exploateringsindikation
- Mindre exploateringsindikation
- Tydlig exploateringsindikation
- Kraftig exploateringsindikation
- Mycket kraftig exploateringsindikation

GSD Fastighetskartan och Röda kartan

- Vatten
- Skog, öppen och övrig mark
- Sankmark
- Tätortsområde
- Allmän väg
- Järnväg

© Lantmäterverket 2003. Ur Fastighetskartan. Ärende nr M015641/AB.
© Lantmäteriet. Ur Röda kartan. Licensavtal 930317.



BRYGGINDIKATORN

27b. Havsstränder i Vaxholm 1999

Fördelning av exploateringsklasserna i kommunen



Teckenförklaring

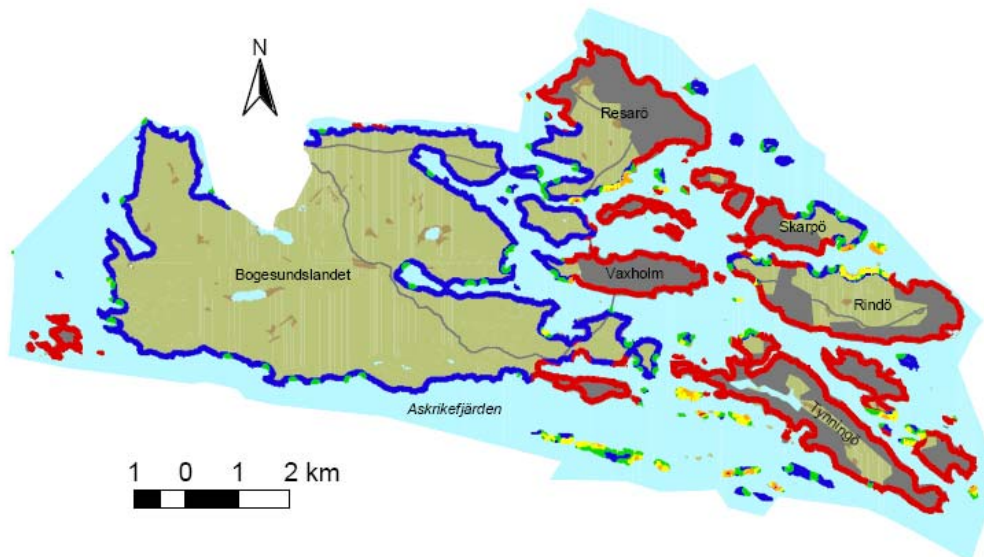
Exploateringsindikation

- Ingen exploateringsindikation
- Mindre exploateringsindikation
- Tydlig exploateringsindikation
- Kraftig exploateringsindikation
- Mycket kraftig exploateringsindikation

GSD Fastighetskartan och Röda kartan

- Vatten
- Skog, öppen och övrig mark
- Sankmark
- Tätortsområde
- Allmän väg
- Järnväg

© Lantmäteriverket 2003. Ur Fastighetskartan. Ärende nr M015641/AB.
© Lantmäteriet. Ur Röda kartan. Licensavtal 930317.



Bilaga 5

Klassificeringen av stranden utfördes utifrån Räddningsverkets känslighetsindex med 10 olika klasser (0-9), där både de ekologiska och socioekonomiska faktorerna bedöms (Fejes och Lindgren 2004c).



0 Anläggningar



1 Klippbranter och stenväggar



2 Sandstränder med fin till medelkornig sand



3 Grusstränder



4 Klapperstenstränder



5 Blockstränder



6 Klippstränder



7 Stenstränder

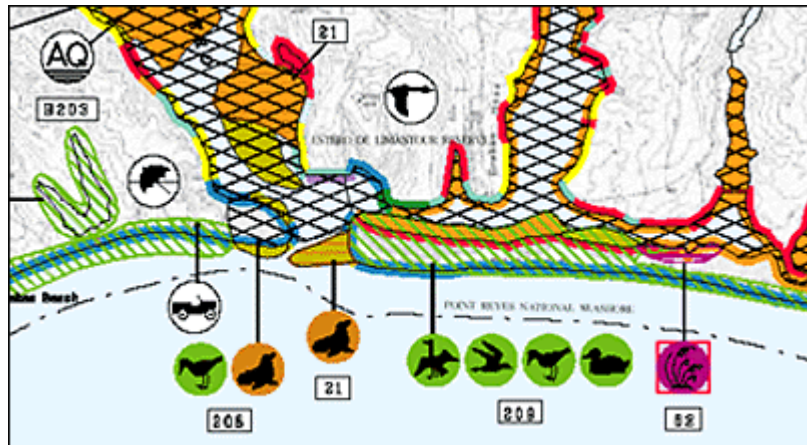


8 Områden med finsediment



9 Vassbälten och strandängar

Exempel på ESI-karta (NOAA, 2008).



Shorelines on ESI maps are color-coded by sensitivity to oil. Symbols mark localized areas for biological and human-use resources.

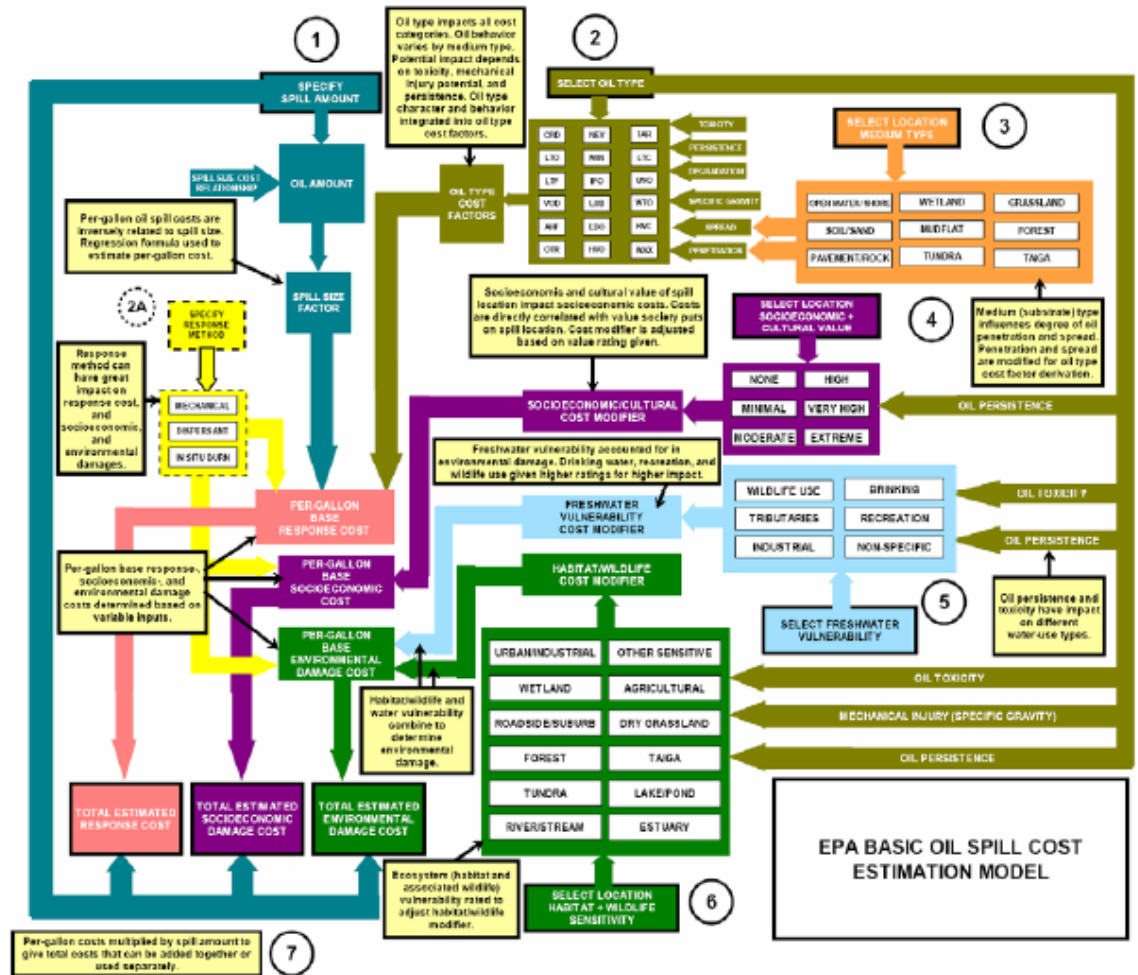
BOSCEM- model (Forsman, 2005).

BOSCEM-modellen -
 Tabell för socioekonomisk känslighet
 och schema för bestämning av total
 skadekostnad. De inringade siffrorna
 indikerar var användaren skall ange
 ingångsvärden. [Etkin 2004]

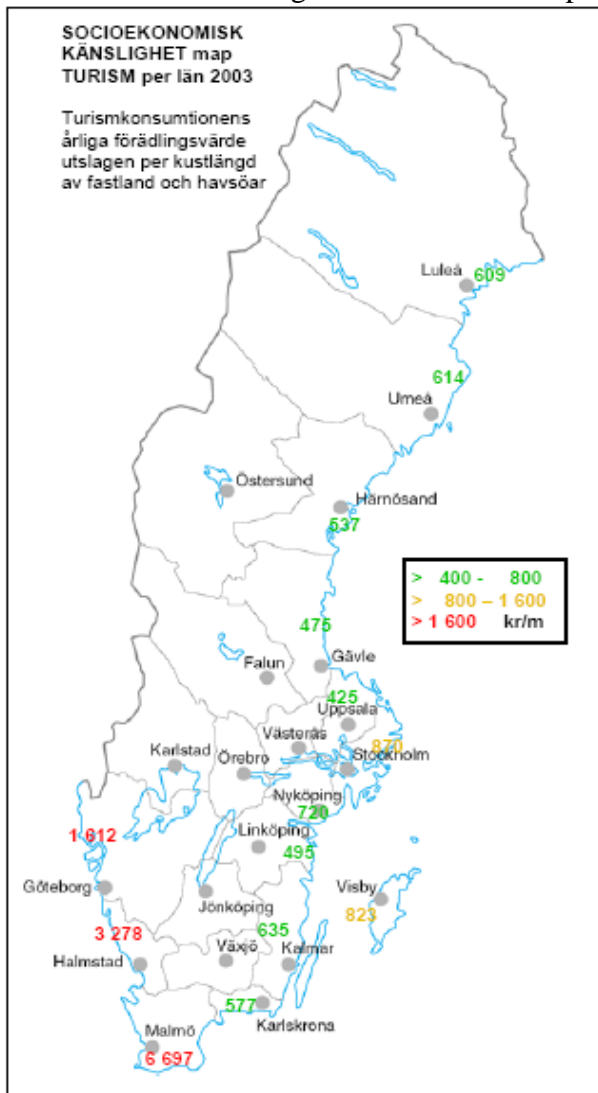
Table 5: EPA BOSCEM Socioeconomic & Cultural Value Rankings¹

Value Rank	Spill Impact Site(s) Description	Examples	Cost Modifier Value
Extreme	Predominated by areas with high socioeconomic value that may potentially experience a large degree of <i>long-term</i> ² impact if oiled.	Subsistence/ commercial fishing/aquaculture areas	2.0
Very High	Predominated by areas with high socioeconomic value that may potentially experience some <i>long-term</i> ² impact if oiled.	National park/reserves for ecotourism/nature viewing; historic areas	1.7
High	Predominated by areas with medium socioeconomic value that may potentially experience some <i>long-term</i> ² impact if oiled.	Recreational areas, sport fishing, farm/ranchland	1.0
Moderate	Predominated by areas with medium socioeconomic value that may potentially experience <i>short-term</i> ³ impact if oiling occurs.	Residential areas; urban/suburban parks; roadsides	0.7*
Minimal	Predominated by areas with a small amount of socioeconomic value that may potentially experience <i>short-term</i> ³ impact if oiled.	Light industrial areas; commercial zones; urban areas	0.3
None	Predominated by areas already moderately to highly polluted or contaminated or of little socioeconomic or cultural import that would experience little short- or long-term impact if oiled.	Heavy industrial areas; designated dump sites	0.1

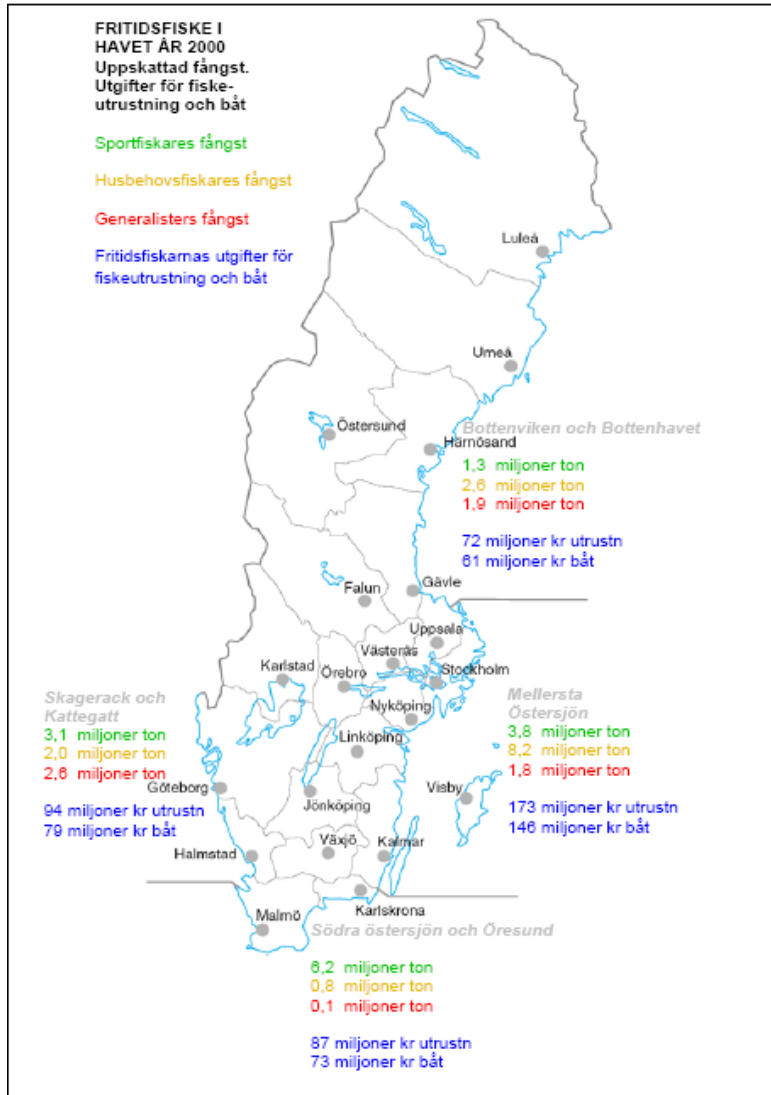
¹Default value is shaded. ²Long-term impacts are those impacts that are expected to last months to years after the spill or be relatively irreversible. ³Short-term impacts are those impacts that are expected to last days to weeks after the spill occurs and are generally considered to be reasonably reversible. *Default value.



Socioekonomisk känslighetskarta för turism per län (Forsman, 2005).



Socioekonomisk känslighetskarta över fritidsfiske (Forsman, 2005).



Frågeformulär, interjuver från olika verksamheter

Vad heter ni/företag?

Typ av verksamhet?

Antal medlemmar?

Omsättning?

Socioekonomiska beräkningar

Skadekostnad [kr] = Landpåslag [m] x Socek_{turism} [kr/m] x Skadegrad [%]/100

Beräkningar för klassade anläggningar det vill säga verksamheter för turism (näringsverksamheter):

Värde 909kr /meter

Danderyd: 909 x 4853 x 50% = **2 205 688**

Täby: 909 x 1970 x 50% = **895 365**

Vaxholm: 909 x 2967 x 50% = **1 348 501**

Beräkningar för utvalda allmänna/populära platser:

Danderyd: 909 x 104 x 50% = **47 268**

Täby: 909 x 157 x 50% = **71 356**

Vaxholm: 909 x 1335 x 50% = **606 757**

Total kostnad för näringsverksamheter och allmänna platser:

Danderyd : 2 205 688 + 47 268 = **2 252 956kr**

Täby: 895 365 + 71 356 = **966 721 kr**

Vaxholm: 1 348 501 + 606 757 = **1 955 258 kr**

Andel av näringsverksamheter och allmänna/populära plaster av total inventerad sträcka:

Danderyd: 104 + 4853 = 4957m andel verksamheter och allmänna plaster.

Total sträcka i Danderyd 12995m

12995/4957= **38 procent**

Täby: 157 + 1970 = 2127m andel verksamheter och allmänna plaster.

Total sträcka i Täby 3891m

3891/2127= **55 procent**

Vaxholm: 1335 + +2967 = 4302m andel verksamheter och allmänna plaster.

Total sträcka i Vaxholm 62 266m

62 266/4302=**7 procent**

Fiske

Skadekostnad [kr] = Landpåslag [m] x Socek_{ffiske} [kr/m] x Skadegrad [%]/100

Danderyd: 16 x 12995 x 50% = 207 920

Täby: 16x 3891 x 50% = 62 256

Vaxholm: 16x 62 266 x 50% =996 256