

Metoder för bedömning av risker inom ramen för Hållbar utveckling

Ronald Wennersten
Jan Fidler

TRITA-IM 2008:01
ISSN: 1402-7615

Avdelningen för Industriell Ekologi
Skolan för Industriell Teknik och Management
Kungliga Tekniska Högskolan
KTH, 100 44 Stockholm
www.ima.kth.se

Tack!

Detta projekt har varit en del av ett EU INTERREG IIIB projekt COASTMAN med partner från Sverige, Tyskland, Litauen, Lettland, Estland, Finland och Ryssland. Ryssland har deltagit genom ett projekt inom EU TACIS-programmet. Samtliga partner har arbetat med fallstudier i respektive land. Vi vill tacka alla dessa partner för ett givande samarbete.

Den svenska fallstudien har finansierats med bidrag från INTERREG IIIB programmet samt från Räddningsverket. Finansiering har även erhållits från Preem AB:s miljöstiftelse.

Projektet har inneburit nära samarbete med aktörer i Stockholms Stad förutan vilka projektet inte hade kunnat genomföras. Vi vill också tacka Birgitta Widén på Räddningsverket för många givande diskussioner samt till övriga deltagare i referensgruppen Prof. Thedéen Torbjörn and Dr. Madeleine Hayenhjelm på KTH.

Värdefulla bidrag har kommit från examensarbetare på KTH främst från Åsa Larsson, Ausra Juneviciute, Insa Ostendorf samt Jurate Skarzauskaite.

Fotot på framsidan av rapporten (Åsa Larsson) visar Louddens oljeterminal och dess omgivning med Nationalstadsparken och färjetrafiken till färjeterminalen.

Alla foton i rapporten är tagna av Åsa Larsson, Ronald Wennersten, Jan Fidler.

Sammanfattning

I en demokrati måste vi acceptera att beslutsprocesser involverar många intressenter inte bara experter. Det är också viktigt att förstå att de flesta beslut inte bara baseras på fakta utan också på olika typer av värderingar. Av detta skäl är det väsentligt att alla som deltar i besluten har tillgång till transparent information om vilka konsekvenser olika beslut kan leda till. Begreppet risk är här ett av de svåraste att hantera på ett transparent och begripligt sätt.

Detta projekt har fokuserat på en fallstudie rörande alternativa placeringar av oljehamnen på Loudden i centrala Stockholm. Fallstudien valdes eftersom beslutsprocessen är komplex och att risk är en viktig parameter. Studien visar att fysisk planering är en känslig balansakt där hänsyn till ekonomiska, sociala och miljömässiga såväl som motstridiga intressen måste hanteras. Planeringsprocessen kräver att risker med olika alternativ kan utvärderas och beskrivas så att alla intressenter förstår. Risk är bara en parameter, men en viktig sådan i beslutsprocessen. En av erfarenheterna från projektet är att många intressenter, inbegripet politiker och allmänhet, har ett uttalat konsekvensbaserat sätt att värdera risker. Detta betyder att man oroar sig främst för stora konsekvenser av olyckor och att man tar mindre hänsyn till att sannolikheten för olyckan kan vara liten. De säkerhetsrapporter som tas fram av företagen för olika installationer är däremot huvudsakligen riskbaserade där man tar hänsyn bara till olycksscenarioer som inte har extremt låg sannolikhet. Detta leder till svårigheter då man skall besluta om huruvida dessa installationer skall vara tillåtna. Delar av gällande föreskrifter kräver också att man uppskattar sannolikheter eller frekvenser av identifierade olycksscenarioer, men ger inga klara direktiv för hur dessa skall beräknas. I anslutning till detta så används också kriterier för att värdera risken som t ex samhällsrisk och individrisk, som anses kunna underlätta utvärderingen. I det här projektet drar vi slutsatsen att denna utveckling är mycket tveksam beroende på de stora osäkerheter som finns i beräkningen av sannolikheter och frekvenser, samt också på grund av svårigheten att kommunicera resultaten till olika intressenter.

Som ett resultat så anser vi att säkerhetsrapporterna bör bygga mer på en konsekvensbaserad riskvärdering där de största konsekvenserna som en olycka kan leda till beskrivs. Dessa är lättare att kommunicera till politiker, allmänhet och även till räddningstjänsten. Scenarierna utgör sedan en bas för en diskussion om olyckorna kan hanteras med hjälp av robusta barriärer och nödlägesplaner. I anslutning till detta bör mer arbete också läggas på att skriva en utvidgad sammanfattning av rapporten, så att innehållet kan kommuniceras på ett transparent sätt till berörda intressenter. Säkerhetsrapporten bör också innehålla en beskrivning av betydande olyckor som inträffat internationellt på liknande installationer.

Med utgångspunkt från resultaten i projekten rekommenderar vi ytterligare studier för att ta fram rekommendationer för hur mer konsekvensbaserade scenarier kan utvecklas för olika typer av verksamheter såsom industrianläggningar och farligtgodstransporter. Dessa förslag kan sedan diskuteras i bredare intressentgrupper.

Ett annat resultat från projektet är att utbildningar, som innefattar risk, kan utformas så att de befördrar en ökad förståelse för hur olika intressenter värderar risker. Det finns inte en objektiv risk som kan beräknas med ingenjörsmässiga metoder och utvärderas mot fasta kriterier. Riskvärdering är i mångt och mycket en subjektiv process som måste hanteras på ett demokratiskt sätt.

Föreliggande rapport är en utökad sammanfattning av den engelska rapporten: "Methods for Risk Assessment within the framework of Sustainable Development",

Ronald Wennersten, Jan Fidler TRITA-IM 2007:34 ISSN: 1402-7615. Den svenska rapporten sammanfattar en del av den engelska, men innehåller också en del material som inte finns med i den engelska rapporten.

Innehåll

1. INLEDNING.....	9
2. BAKGRUND TILL FALLSTUDIEN	11
REFERENSER.....	15
3. SCENARIER FÖR STORSKALIGA KEMIKALIEOLYCKOR – EN INTERNATIONELL UTBLICK	17
3.1 BAKGRUND	17
3.2 EU:s SEVESO DIREKTIV BLAND MEDLEMSSTATER OCH I SCHWEIZ	17
3.3 UTOMEUROPEISKA LÄNDER	19
3.4 SAMMANFATTNING AV LAGSTIFTNINGEN I OLIKA LÄNDER.....	19
REFERENSER.....	19
WEBBSIDOR	21
4. FALLSTUDIER AV SCENARIER FÖR STORSKALIGA KEMIKALIEOLYCKOR.....	23
4.1 BAKGRUND	23
4.2 PLANERADE LNG ANLÄGGNING I VÄRTAN.....	23
4.3 TVÅ OLJETERMINALER; LOUDDEN (PREEM) OCH NACKA-BERGS (STATOIL).....	25
4.4 DISKUSSION KRING METODER FÖR BEDÖMNING AV SCENARIER FÖR ALLVARLIGA OLYCKSHÄNDELSER.....	26
REFERENSER	31
5. MILJÖKONSEKVENSER AV STORSKALIGA KEMIKALIEOLYCKOR.....	33
REFERENSER.....	34
6. RISK I DELTAGARSTYRDA PROCESSER.....	37
6.1 BEGREPPET RISK VID FYSISK PLANERING	37
6.2 BESLUTSPROCESSEN – VILKA SKALL DELTA?	37
6.3 GENERELLA RIKTLINJER FÖR PARTICIPATIVA BESLUT.....	38
6.4 UTFORMNING AV PROCESSEN.....	39
6.5 UTVÄRDERING AV PROCESSEN.....	40
6.6 SLUTSATSER	42
REFERENSER.....	43
7. INDIKATORER FÖR HÅLLBAR UTVECKLING	45
7.1 BAKGRUND	45
7.2 DPSIR - MODELLEN	45
7.3 TILLÄMPNING AV DPSIR-MODELLEN; INDIKATORER FÖR OLJEHAMNSTRUKTUR.....	46
7.3.1 Drivkraft (D).....	47
7.3.2 Depåer och transporter	48
7.3.3 Påverkan (P).....	50
7.3.4 Tillstånd (S)	53
7.3.5 Konsekvenser (I).....	57
7.3.6 Åtgärd (R).....	59
REFERENSER.....	63
8. KURS FÖR INTRESSETER I KONFLIKTLÖSNING MED FOKUS PÅ RISKASPEKTER I FYSISK PLANERING.....	67
REFERENSER.....	69
9. DISKUSSION OCH SLUTSATSER.....	71
PUBLIKATIONER INOM RAMEN FÖR PROJEKTET	73
COASTMAN.....	73
FALLSTUDIER.....	73
PILOTKURSEN	73
EXAMENSARBETEN	74

1. Inledning

För att bli tillräckligt konkret så tar detta projekt sin utgångspunkt i en fallstudie kring Louddens oljeterminal i centrala Stockholm. Fallstudien har i sin helhet sin utgångspunkt i begreppet hållbar utveckling. I projektet ligger tyngdpunkten på hur riskfrågor skall vägas in i beslut kring hållbar stadsplanering. Vad är då ”hållbar utveckling”? En ekonomiskt tryggad framtid med social hänsyn och ekologisk uthållighet är populärt uttryckt de tre fundament på vilken den hållbara framtiden sägs vila på. Hur uppnås då hållbar utveckling? Trots att det inte finns ett enkelt svar på den frågan arbetar en månghövdad skara människor varje dag med att planera och organisera samhället för att uppnå den där hållbara utvecklingen. Den vanligaste definitionen av vad den hållbara utvecklingen bör vara, hänvisas vi till Brundtland-kommissionens definition från 1987, ”en utveckling som tillgodoser dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillgodose sina behov.” På ett praktiskt plan ter sig denna definition svår att hantera, exempelvis hur många generationer i framtiden ska kunna få sina behov tillgodosedda för att utvecklingen skall kunna anses vara hållbar? Istället för att inveckla sig onödigt djupt i detta har hållbar utveckling i praktiken kommit att bli den process där teknologisk utveckling, resursutnyttjande, investeringsinriktningar och institutionella förändringar uppmuntras att nå dagens såväl som morgondagens behov. För att fatta långsiktiga beslut om en hållbar stadsutveckling så krävs att beslutsfattarna har tillgång till information om vad olika beslut kan leda till. Som framgår av denna rapport så är risker för olyckor och miljöpåverkan ofta viktiga faktorer i dessa beslut. Dessa faktorer är också ofta en grund för målkonflikter mellan olika intressenter.

Målkonflikterna har sitt ursprung både i att olika aktörer har tillgång till olika information, men också i att de har olika värderingar. Mycket av den sk information som används i beslutsprocesserna är heller inte värderingsfri. Enbart informationsspridning kan således inte lösa målkonflikterna. För att få ett allsidigt beslutsunderlag, vid bedömning av olika alternativ, så är det väsentligt att de olika alternativen betraktas ur ett perspektiv av Hållbar utveckling. Hur de skall vägas samman kan endast bestämmas i en process där alla intressenter har möjlighet att medverka. Det är alltså tveksamt att, som man ofta gör, i expertgrupper utveckla underlag från delområden t ex risk, miljö, ekonomi och därefter försöka göra en sammanvägning. I de traditionella metoderna för risk- och miljöbedömning så finns det värderingar, som oftast inte är tydliga, men som ändå gör att resultaten ifrågasätts av olika intressegrupper. Det är också väsentligt att hänsyn tas till hur beslutsunderlaget skall kommuniceras till politiker, myndigheter, allmänhet, intresseorganisationer mm. För att kunna använda begreppet hållbar utveckling som ett verktyg i beslutsfattande behöver det konkretiseras med bland annat:

- Tydligare kriterier för hållbar utveckling, som har sin utgångspunkt i de generella kriterierna ”socialt, ekonomiskt, ekologisk hållbar”
- Någon typ av kvantifierbara parametrar, indikatorer, som beskriver de olika delarna i hållbarhetsbegreppet
- Metoder för att i demokratiska fora väga samman olika indikatorer som underlag för beslutsfattande och kommunikation mellan olika aktörer

En central fråga när det gäller verksamheter, som innebär risker för människa och miljö, är hur stor risken är och om den är acceptabel. Detta är en frågeställning som diskuterats länge och det finns naturligtvis inget enkelt svar. I det här projektet så rekommenderar vi en mer konsekvensbaserad riskbedömning dvs att man svarar på frågan ”Vad kan hända?” mer än att

man fokuserar på sannolikheter för om det kan hända. Skälen till detta är flera bl a att det finns stora osäkerheter i sannolikhetsbedömningar samt att dessa är svåra att kommunicera till lekmän.

Projektet har haft en nära koppling till EU-INTERREG-projektet Coastman (2004-2007), där fallstudier inom området har genomförts i länderna runt Östersjön. I det svenska projektet har en fallstudie av Stockholmregionens oljeterminal Loudden genomförts. Loudden är belägen centralt i Stockholm. Här finns en långdragen konflikt mellan olika intressenter var oljehamnen skall ligga i framtiden. Risk- och miljöaspekterna har vägt tungt i denna konflikt.

Projektets huvudmål har varit att:

- Jämföra lämpligheten hos olika säkerhetsanalytiska metoder vid en allsidig bedömning av olika risker vid lagring och transporter av oljeprodukter. Ett lämplighetskriterium är att resultat från analyser måste kunna användas i deltagarstyrda beslutsprocesser med intressentdeltagande
- Jämföra lämpligheten hos miljösystemanalytiska verktyg vid en allsidig bedömning av miljöpåverkan vid lagring och transporter av oljeprodukter. Ett lämplighetskriterium är att resultat från analyser måste kunna användas i processer med intressentdeltagande
- Utveckla kriterier, indikatorer och generella metoder för bedömning av hållbar utveckling
- Utveckla modeller för beslutsstöd med intressentdeltagande
- Tillämpa metoderna på ett konkret planeringsfall i kustnära zoner nämligen oljeterminalen Loudden i Stockholm.

2. Bakgrund till fallstudien

I dag försörjs östra Mellansverige och delar av södra Norrland med olja från sju hamnar. Fyra av hamnarna är belägna i Stockholms län och utgörs av Loudden på Norra Djurgården, Bergs i Nacka, Södertälje hamn och Värtahamnen. Resterande hamnar är Gävle, Västerås och Norrköping. I hamnarna sker både omlastning och distribution av produkterna samt beredskapslagring. Loudden är den största oljedepån i regionen och hanterar bensin, olika oljor och diesel.

Verksamheten på Loudden startade 1927 och är belägen på Norra Djurgården i angränsning till Nationalstadsparken.



Figur 0-1 Loudden med Nationalstadsparken i bakgrunden

Fotot taget av Åsa Larsson, 1/6/2007

Alla transporter till hamnen sker med fartyg genom Stockholms inre skärgård och distributionen från hamnen sker med lastbil genom Stockholms centrumkärna via Valhallavägen. På Loudden lagras produkterna i cisterner ovan jord och i berggrum. Det är sju stycken företag som i dagsläget bedriver sin verksamhet inom Louddens hamnområde, OKQ8, Norsk Hydro, Shell, Preem, Petrolia AB och Univar. På Loudden hanterades totalt 905 000 m³ petroleumprodukter år 2003 (Malmsten 2005) och under ett år anlöper ca 150 tankbåtar och ca 25 tusen tankbilstransporter lämnar hamnen (Malmsten 2005, Transek 2005 Etapp I). Loudden hanterar även bunkerbränsle som levereras till fartyg i Stockholms hamnar och marinor i skärgården. Bergs Oljehamn står dock för den största hanteringen av bunkerbränsle.

Meningarna kring Louddens verksamhet och lokalisering har varit delade under många år. Vissa hävdar att det inte är lämpligt att ha en oljedepå precis intill stadskärnan i angränsning till Nationalstadsparken och att verksamheten och dess transporter genom skärgården och stadskärnan ger upphov till både risker och miljöpåverkan. En del påstår att en flytt av verksamheten till depåer runt omkring i regionen kommer att innebära längre transporter med större miljöpåverkan och enbart leda till en förflyttning av de nämnda problemen till andra områden.

1999 beslutade Stockholms kommunfullmäktige att Loudden ska avvecklas och upphöra år 2011. De motiv som låg till grund för beslutet var: (Malmsten 2005, Lidquist 2005)

- Bli av med oljetransporterna från Valhallavägen och de stora oljefartygen i Stockholms inre skärgård och därmed förbättra miljön och minska riskerna
- Friställa mark för bostadsbyggande i centrala Stockholm

Innan beslutet fattades hade diskussionerna pågått i många år (Malmsten 2005). Från början handlade diskussionerna mest om det flygbränsle som tas in via Loudden och fraktas vidare till Arlanda och Bromma. Under 80-talet presenterades Käppalatunneln som ett alternativ där transporter av flygbränsle skulle flyttas från Valhallavägen och istället ske med hjälp av pipelines i tunneln (Malmsten 2005). År 1994 beslutade sig Stockholms stad för att de skulle gå in som borgen och hjälpa till att finansiera denna pipeline. Styrelsen för Stockholm Hamn AB bad att kommunfullmäktige skulle godkänna att Stockholms stad under vissa villkor tog på sig ett borgensansvar för att finansiera pipeline. Ett av villkoren var att det bolag som drev pipelineprojektet skulle teckna avtal med alla oljebolag som förser Arlanda med flygbränsle, men oljebolagen ville inte binda upp sig för långt fram i tiden och därmed blev inte någon pipeline av (Lidquist 2005).

Beslutet att avveckla Loudden tog sin form och växte fram 1998 när en tankbil med gasol råkade ut för ett läckage nära Värtan. Samma år var det valår och Stockholmspartiet använde sig av incidenten för att driva fram en av sina hjärtefrågor, att få bort tunga transporter från Valhallavägen och Stockholms skärgård. Valet ledde till att de borgerliga partierna tillsammans med Stockholmspartiet bildade en koalition som skulle styra Stockholms kommun. Tillsammans kom man överens om att Loudden skulle avvecklas. När det sedan var dags för att skriva om arrendeaftalen för oljebolagen på Loudden, skedde den stora förändringen. Tidigare hade arrendeaftalen tecknats för tjugo år i taget nu fick oljebolagen endast teckna ettåriga avtal (Lidquist 2005).

Valet år 2002 resulterade i att makten övergick till socialdemokraterna, vänsterpartiet och miljöpartiet. Nya avtal tecknades med oljebolagen som sträcker sig fram till 2008 men de kan förlängas till år 2011 (Lidquist 2005).

Beslutet att avveckla Loudden ligger dock fast och man försöker hitta en ny lösning för regionens oljeförsörjning, dock anses inte en avveckling till år 2011 längre vara möjlig. I Stockholms översiktsplan bennämns området Värtan - Frihamnen som ett stadsutvecklingsområde där Loudden är en del utav området (Stockholms Stad 1999). Enligt Stadbyggnadskonoter kan Loudden planeras för en bostadsbebyggelse av innerstadskaraktär med ca 3500 lägenheter (Stockholms Stad 2007).

Under hösten 2006 flyttades hanteringen av flygbränsle från Loudden till Gävle hamn. Flygbränsle tas in via Gävle hamn och fraktas med tåg till Brista Kraft Värmevärk där det pumpas över till depåer och levereras till en depå söder om Arlanda med en pipeline (Malmsten 2005).

År 2004 tillsattes en grupp som kallas Louddengruppen. Louddengruppen består av representanter från Stockholms hamn, intressenter på Loudden och Svenska Petroleuminstitutet. Gruppen har arbetat med att ta fram ett förslag till en ny infrastruktur för oljeprodukter i Stockholmsregionen (Malmsten 2005). När intressenternas arrendeaftal på Loudden förnyades och förlängdes till 2011 fanns ett krav, att alla intressenter som fick förnyade avtal skulle delta i arbetet med att ta fram en ny hamnstruktur och sitta med i Louddengruppen (Lidquist 2005). Louddengruppens arbete har skett i tre etapper.

Ettapp I

Ettapp I rapporterades våren 2005 och var en nulägesbeskrivning av oljehanteringen i Stockholmsregionen, hur förbrukningen ser ut och är fördelad i regionen, samt depåernas distributionsområden och hanterade volymer. Rapporten innehöll även en prognos över oljeförbrukningen i Stockholms län fram till år 2020.

Ettapp II

Ettapp II var en inventering av möjliga hamnalternativ till Loudden. I inventeringen utvärderades 17 hamnalternativ och en prioritering gjordes där nio stycken hamnar valdes ut som möjliga alternativ vid en avveckling av Loudden. Utvärderingen kom fram till följande nio hamnar:

- Bergs oljehamn
- Västerås hamn i Mälaren
- Hargshamn
- Södertälje hamn
- Stockholm norr
(inlandslokaliserad depå)
- Nynäshamn
- Oxelösund
- Norrköping
- Gävle hamn

Ettapp III (Lidquist 2005)

I ettapp III, som är en slutrapport för Louddengruppens projekt ”Stockholmsregionens framtida oljeförsörjningen”, har fördjupade effektberäkningar tagits fram för förändrade depåstrukturer och övergripande slutsatser om framtida strukturer för regionens oljeförsörjning. Ettapp III inriktar sig på konsekvenserna av nedläggningen av Loudden och den framtida infrastrukturens möjligheter. Stockholmsregionen förväntas ha en fortsatt snabb tillväxt vilket kommer att medföra ökat energibehov. Depåerna har kapacitet att hantera volymerna men nya miljötillstånd krävs för en del av anläggningarna. En omlokalisering av verksamheten på Loudden kommer enligt rapporten att ta ca 10 år och nuvärdet av kostnaden för en nedläggning ligger på ca 3000 MSEK. Totalt påverkas ett sjuttiotal arbetstillfällen av en nedläggning. Både Loudden och Bergs är viktiga för oljeförsörjningen av regionen. Enligt rapporten kommer en stängning av Bergs få orimliga konsekvenser, t.ex. beräknas kostnaderna för olyckor öka med 250%. Vid en nedläggning av Loudden kommer trafikarbetet att öka med 25% och antalet tankbilar över Saltsjö-Mälarsnittet öka. En ny depå i norr kan dock reducera negativa effekter av en nedläggning av Loudden. Louddengruppen anser att man bör följa Banverkets förslag om en ny kombiterminal norr om Stockholm som inkluderar en oljedepå.

En stor förändring av hamnstrukturen för olja i Stockholm pågår och kraven om att minska användningen av konventionella fossilbränslen och övergå till biobaserade bränslen ökar (Stockholms miljöbarometer 2006). Stockholms stad har som mål att vara oberoende av fossila bränslen år 2050 (Stockholms handlingsprogram mot växthusgaser 2006). Beroende på hur efterfrågan av olja och förnybara bränslen förändras kommer hamnarnas utveckling att påverkas avseende yttre faktorer som till exempel markanvändning, transportvolym och lokalisering (Länsstyrelsen i Stockholm APM 15:2005). En central problemställning är hur Stockholm Stads vision om hållbar utveckling påverkar planeringen av en ny oljehamnstruktur. I framtiden kan synen på hållbar utveckling förändras allt eftersom tekniken och samhället förändras.

Både internationellt och nationellt används olika uppsättningar av indikatorer för att följa upp, kommunicera och uppskatta hur olika mål om hållbar utveckling nås. Det finns flera metoder för att ta fram indikatorer. I följande analys kommer en modell som heter DPSIR – modellen att prövas. Några av de frågeställningar som då uppstår är:

Går DPSIR-modellen att tillämpa för att ta fram indikatorer som beskriver hur ”visionen” om hållbar utveckling kan påverka planeringen av en ny oljehamnstruktur?

Med begreppet hamnstruktur avses en eller flera hamnar med depåer dit oljan kommer med fartyg och lagras för att sedan transporteras vidare med tankbil till konsumenten. I en del hamnstrukturer sker även lagring av olja vid inlandslokaliserade mellandepåer och då kan järnväg användas som transportmedel till depån. Inom en hamnstruktur kan det även förekomma hantering av bunkerbränsle. I dag sker all lagring och lastning av bunkerbåtar som framförallt förser finlandsfärjorna vid Bergs oljehamn i Nacka. Från Loudden sker mindre skärgårdsleveranser av bensin till marinor och hushåll (Transek 2006). Ytterligare ett sätt att transportera olja är att använda sig av pipelines. I den här fallstudien begränsas hamnstrukturen till fartygstransporter till hamn/depå, tankbilstransporter, tågtransporter och mellan lagring med inlandsdepå. Bunkertransporter, skärgårdsleveranser och pipelines kommer inte att tas upp.

Fallstudien är begränsad till planeringen av den oljehamnstruktur som avser Stockholms läns oljeförsörjning. Dock är flera av de hamnar som presenterats som möjliga alternativ till Loudden belägna utanför Stockholms län. Själva beslutet att avveckla Loudden kommer inte att behandlas i rapporten.

En annan viktig frågeställning är:

Hur påverkar Länsstyrelsens kommentarer till riskanalyser den slutliga detaljplanen?

I dagens Stockholm råder det brist på attraktiv obebyggd mark. På grund av detta blir mark som tidigare ansetts mindre lämplig ur boendemiljösynpunkt attraktiv för exploatering. Med mindre lämplig menas t ex att dessa områden oftast är belägna nära vägar eller järnvägar där farligt gods transporteras. Vid planläggning av sådana områden i närheten av nämnda riskkällor, är riskbedömningar ett bra verktyg för att pröva lämpligheten av placeringen och utformningen av nya bebyggelser. Problemet är bara att hitta lämpliga kriterier för vad som är en tolerabel risk.

Räddningsenheten på Länsstyrelsen har i uppgift att bevaka olycksrisker inom fysisk planering. Årligen behandlas det över 200 ärenden rörande risker i detaljplaner. Som en del i projektet har en undersökning gjorts av hur Länsstyrelsens yttranden avseende risker i detaljplaner, påverkat hur bebyggelse uppförts inom Stockholms län, samt att granska hur olika riskbedömningar påverkat utformningen av nybebyggelse. Då det inte finns någon återkoppling av Länsstyrelsens arbete är det svårt att dra lärdomar och på så sätt effektivisera arbetet. I undersökningen påträffades totalt 42 riskbedömningar gällande flerbostadshus som sträcker sig inom en tidsperiod av 1997 till 2006. Sammanlagt rör det sig om 12 kommuner av 26 i Stockholms län. Av 42 riskbedömningar uppfyllde 23 riskbedömningar förbestämda urvalskriterier och av de 23 riskbedömningar som skulle undersökas blev endast sex byggda flerbostadshus besökta inom ramen för projektet.

I de sex studerade ärendena kontrollerades totalt 14 riskförebyggande åtgärder. Fyra av dessa åtgärder (28,5 %) genomfördes inte i enlighet med riskbedömningarna. Riskbedömningarnas påverkan på bebyggelsen i Stockholms län kan för de studerade ärendena betraktas som relativt hög (71,5 %).

Slutsatsen av denna begränsade undersökning är att när Länsstyrelsen kräver att en riskbedömning skall utföras så sker detta. Däremot när Länsstyrelsen föreslår att riskreducerande åtgärder bör föras in i planbestämmelserna eller när husen ska byggas genomförs oftast inte dessa förslag. Tre riskreducerande åtgärder har föreslagits i undersökningen och ingen av dessa har efterföljts. Ett av skälen till detta kan sägas bristen på kriterier för hur riskbedömningen skall göras och hur olika risker skall värderas. Oklarheter i detta förfarande både hos myndigheter och företag är ett av skälen till att lämpliga förebyggande åtgärder inte genomförs.

Referenser

Lidquist, A., 2005. *Vilken soppa! En studie av processen bakom det politiska beslutet om avvecklingen av Loudden och frågan om den framtida oljeförsörjningen i regionen.* Kulturgeografiska institutionen, Stockholms universitet

Länsstyrelsen Stockholms län och Regionplane- och trafikkontoret vid Stockholms läns landsting (2005) Hamnarnas roll i Stockholmsregionens energiförsörjning, APM 15:2005

Malmsten, B., 2005. *Förslag till hamnstrategi för Stockholm. Att hamna rätt.* Länsstyrelsen Stockholm

Stockholms handlingsprogram mot växthusgaser, 2006. Stockholms mål.
http://www.miljo.stockholm.se/ext/klimat/vaxthuseffekten/stock_mal.as

Stockholms Stad, 2007. Stadsplanering och Byggande/ Frihamnen och Loudden
<http://www.stockholm.se/Extern/Templates/Page.aspx?id=89231>

Stockholms Stad, 1999. Översiktsplan 1999 (ÖP1999)
<http://www.sbk.stockholm.se/OPtext/index.htm> (besökt 15/02/2007)

Transek 2005 Etapp I. Stockholmsregionens framtida oljeförsörjning Etapp I - Inventering av nuvarande användning av oljeprodukter samt kartläggning av befintliga anläggningar och distributionssystem.

Transek 2005 Etapp II. Stockholmsregionens framtida oljeförsörjning Etapp II – Alternativ till Loudden.

3. Scenarier för storskaliga kemikalieolyckor – en internationell utblick

3.1 Bakgrund

Lagstiftningen i Europa och Nordamerika kräver idag att man beskriver möjliga allvarliga olyckor, som kan inträffa i industriella verksamheter. Detta kapitel presenterar i ett internationellt perspektiv olika tankar om hur allvarliga olyckor med tillhörande scenarier bör beskrivas och bedömas. Dessa begrepp är en viktig del av en process som syftar till att begränsa och mildra konsekvenser för människor och miljö av olyckor i industriella anläggningar.

Föreskrifter och tillämpningar om hur man bör beskriva och bedöma möjliga olyckor samt metoder för att förhindra eller mildra konsekvenser varierar mellan länderna. Principiellt finns det två tillvägagångssätt en riskbaserad och en konsekvensbaserad. Konsekvensbaserade metoder bedömer risker utifrån konsekvenserna av olyckorna t ex beräknade områden som skulle påverkas vid en eventuell olycka. Riskbaserade sammanväger möjliga konsekvenser med dess sannolikheter och framställer ofta risker kvantitativt som individ- och samhällsrisk eller i matrisform. Riskerna kan sedan värderas utifrån olika kriterier (Christou & Porter 1999). Riskbaserade metoder kallas ibland för probabilistiska och konsekvensbaserad metoder för deterministiska.

Kraven på att beskriva möjliga allvarliga olyckshändelser utgår i EU från Seveso II direktivet som finns implementerat i nationella lagstiftningar. Med allvarlig olyckshändelse kan avses det värsta som kan hända (Worst Case), en händelse med stora konsekvenser men ofta med en liten sannolikhet att den inträffar. En allvarlig olyckshändelse kan också vara en så kallad dimensionerade skadehändelse; en som har större sannolikhet att inträffa men där konsekvenserna blir mindre allvarliga än för 'Worst Case' fallet.

EU:s Seveso II direktiv tillåter, som det står i texten, en kvalitativ och/eller en kvantitativ beskrivning av allvarliga olyckshändelser. Det betyder enligt direktivet att olyckshändelser kan beskrivas med hjälp av scenarier för möjliga allvarliga olyckor och dess sannolikheter eller med villkor under vilka de kan uppstå. I USA föreskriver Risk Management Program (RMP) utgiven av EPA att man beskriver en allvarlig händelse som den värsta tänkbara olyckan som kan inträffa, t ex att hela innehållet in en tank kommer ut och antänds (US EPA). RMP beskriver också detaljerat hur man ska utföra en risk-bedömning. Liknande detaljerade beskrivningar saknas i Seveso-direktivet. Förklaringen till detta är att det finns skilda traditioner bland medlemsstaterna när det gäller riskbedömning. Man ger alltså medlemsstaterna frihet att själva utforma de mer detaljerade beskrivningarna kring riskbedömning.

3.2 EU:s Seveso Direktiv bland medlemsstater och i Schweiz

Seveso I direktivet tillkom år 1982 efter industriolyckor i orterna Flixborough i England (1974) och Seveso i Italien (1976) (Wettig et al 1999). Direktivet vidareutvecklades och 1996 tillkom Seveso II direktivet, som senast ändrades 2003 (Council Directive 2003). Direktivet syftar primärt till att förhindra allvarliga olyckor där farliga ämnen är iblandade (artikel 1).

Direktivet definierar gränsvärden för mängder av toxiska, brännbara och explosiva ämnen som hanteras. Om dessa överskrids innebär det för verksamhetsutövaren att en rad åtgärder måste genomföras, bland annat måste man producera en så kallad säkerhetsrapport. I direktivet finns följande viktiga artiklar; dominoeffekt (artikel 8), säkerhetsrapport (artikel 9), planer för räddningsinsatser (artikel 11), fysisk planering (artikel 12) och information om säkerhetsåtgärder (artikel 13). Säkerhetsrapporter bör innehålla olycksscenarioer. För att direktivet ska vara ett kraftfullt verktyg för säkerhetsarbetet krävs det en samverkan mellan verksamhetsutövaren, som gör riskbedömningen, myndigheter som får den på remiss eller ger tillstånd till verksamhetsutövarna, samt allmänheten som skall vara informerad om riskerna. Direktivet implementeras i medlemsstaterna genom olika nationella lagstiftningar (Wetting et al 1999; Versluis 2003). På grund av att direktivet lämnar frågan om kvalitativa och kvantitativa beskrivningar av olycksscenarioer öppet till medlemsstaterna skiljer sig tillvägagångssättet mellan länderna.

I Sveriges regelverk finns det inte tydligt föreskrivet vad man avser med allvarliga olyckshändelser och om man skall använda sannolikheter eller andra beskrivningar för olyckshändelser (SRV). Det finns inte heller några riktlinjer för hur man ska utföra en riskbedömning.

I Storbritannien enligt Safety Report Assessment Manual (SRAM) använder man sig av 'proportionalitets principen'; en balans mellan hur detaljerad en riskbedömning ska vara och hur allvarliga konsekvenser en olycka kan ha, dvs. ju allvarligare konsekvenser desto mer detaljerad riskbedömning/beskrivning. I riktlinjerna finns det inte angivet att man bör beskriva Worst Case Scenario eller dimensionerade skadehändelser, men man rekommenderar att inkludera ett Worst Case scenario. Fokus ligger på att riskidentifieringen skall vara systematisk gjord. På Irland finns det liknande föreskrifter (ARUP 2005).

I Belgien har federala och regionala myndigheter tillsammans utfärdat omfattande riktlinjer om innehållet och strukturen i federala säkerhetsrapporter. I riktlinjerna föreslås orsak-samband-analys tillsammans med konsekvensanalys (PSS). Riktlinjerna är dock inte tvingande. På regional nivå, både i Flandern och Wallonregionen, rekommenderas ett mer kvantitativt tillvägagångssätt med kvantitativa beräkningar inklusive individ- och samhällsrisk. Allvarlig olycka definieras som en olycka som ska rapporteras till EUs myndigheter. En intressant tolkning finns angående avsikten med säkerhetsrapporter; att analysera verkningsgraden av säkerhetsåtgärder och inte konsekvensen av olyckan som det görs i USA. Man antar att om man kan hantera Worst Case scenariet så kan man också handskas med mindre allvarliga händelser (Environmental Risk Management in Belgium, Royal Decree 1999).

I Holland använder man sig av riskbaserade metoder med beräkning av individ- och samhällsrisk som man åskådliggör med konturer för individrisk och FN-kurvor för samhällsrisk (BRZO 1999). Säkerhetsrapporterna skall innehålla beskrivning av allvarliga olyckshändelser tillsammans med åtgärder för att minska sannolikheter för dessa och mildra deras möjliga effekter. Olyckan i Enschede intensifierade säkerhetsarbetet med fokus på mer transparent riskbedömning i samarbete med de som skall hantera konsekvenserna av en eventuell olycka. Man pekar nu på brister med att använda kriterier för samhällsrisk som kan uppfattas alltför tekniskt orienterad och vill ha mer flexibilitet i bedömningarna.

I Frankrike använder man sig av konsekvensbaserad riskbedömning (Christou & Porter 1999). Allvariga olyckor som tas fram i riskbedömningar är fördefinierade och dess urval baseras

inte på dess sannolikheter. Huvudidén är om man kan handskas med det värsta som kan hända då kan man också handskas med mindre allvarliga olyckshändelser (Salvi et al 2005).

I Schweiz, som inte är medlem EU, och som inte använder sig av Sevesodirektivet har man en tvåstegs riskbedömning. I första steget, tar verksamhetsutövaren fram en översiktlig rapport som inkluderar en riskbedömning. Om myndigheterna antar att en allvarlig skadehändelse kan inträffa med konsekvenser för allmänheten, så föreskriver man att en kvantitativ riskbedömning skall genomföras (Gmünder et al 2006). I Polen har man implementerat Sevesodirektivet i lagstiftningen år 2002. Det finns inga riktlinjer för riskbedömning eller för vilken metod man ska använda (Markowski 2005).

3.3 Utomeuropeiska länder

Länderna i Nordamerika skiljer sig från Europa genom att man använder sig av ett väl definierat konsekvensbaserat Worst Case tillvägagångssätt. I USA föreskriver Risk Management Program (RMP) utfärdad av EPA att man ska göra riskbedömning på Worst Case Scenarios, som definieras som frisläppande av hela innehållet i en behållare, endast passiva barriärer kan räknas in. Alternativa, dimensionerade scenarier ska också utvärderas. EPA har utvecklat riktlinjer, som riktar sig till olika sektorer. Liknande föreskrifter kan man hitta i Canada (CRAIM). I Syd Korea föreslår man samma tillvägagångssätt som i USA (OECD 2003).

3.4 Sammanfattning av lagstiftningen i olika länder

Det finns skillnader mellan hur man bedömer risker för allvarliga kemikalieolyckor i Europa och i USA. Bortsett från Schweiz, som inte använder sig av Sevesodirektivet, lämnas Europeiska länder relativt fria att tolka vad som menas med allvarliga kemikalieolyckor. I USA däremot finns det klara riktlinjer för vad som menas med allvarlig kemikalieolycka – det värsta som kan hända och man definierar vad som menas med det.

Om man tittar på hur implementeringen av Sevesodirektivet ser ut bland medlemsländerna i EU, ser man att vissa länder använder sig av ett mer konsekvensbaserat tillvägagångssätt (Frankrike) och andra av riskbaserade metoder (Holland). Efter olyckan i holländska Enschede ifrågasattes emellertid detta tillvägagångssätt, och man kräver nu riskanalyser som är mer transparenta och som kan användas i t ex fysisk planering. Man kan konstatera att Sevesodirektivet föreskriver vad man i princip skall göra, men det saknas konkret beskrivning av metoder hur man ska utföra det.

Man kan alltså konstatera att det finns ett behov av mer utförliga riktlinjer för hur Worst Case scenarier skall beskrivas och hanteras av verksamhetsutövaren. Ofta är det lättare att bestämma det värsta som kan hända än att ta fram mer 'realistiska' scenarier baserade på sannolikhetsberäkningar. Mera omfattande samarbete mellan berörda parter; verksamhetsutövare, myndigheter, räddningstjänsten skulle också bidra till en mer effektiv implementering av Sevesodirektivet så att det fungerar som avsett.

Referenser

ARUP. 2003. *Major accident hazard and Land-use planning. Safety Planning*, ARUP.
<http://www.arup.ie/publications/MajorAccidentHazardsLandUsePlanning.pdf>

BRZO (Besluit Risico's Zware Ongevallen). 1999. The Seveso Directive and Hazards of Major Accidents Decree. Staatsblad 234.

<http://www.sharedspaces.nl/docs/internationaal/the%20seveso%20directive.pdf>

Christou, M.D. & Porter, S. 1999. Guidance on land-use planning as required by the council directive 96/82/EC. *Joint Research Centre*, European Commission, EUR 18695 EN.

Christou, M.D., Struckl, M. & Biermann, T. (eds.) 2006. Land use planning guidance in the context of Article 12 of the Seveso II Directive 96/82/EC as amended by Directive 105/2003/EC, *Joint Research Centre*, European Commission.

<http://mahbsrv.jrc.it/downloads-pdf/LUP%20Guidance-2006.pdf>

Clean Air Council. 2001. *A Citizen's Guide to Risk Management*. Philadelphia: Clean Air Council: <http://www.cleanair.org/Air/riskman.pdf>

Council Directive 2003/105/EC of 16 December 2003 on the major accidents hazards of certain industrial activities. *Official Journal of the European Communities* (OJ), Luxemburg, 2003

CRAIM, Risk Management Guide for Major Industrial Accidents, version 2002.

http://www.uneptie.org/pc/apell/publications/pdf_files/CRAIM_PDF_EN.pdf

Environmental Risk Management in Belgium, <http://www.erm-li.de> ,

[http://www.ermli.de/erm/Website.nsf/GFN/Annexes_Country_Studies_Part_I_Belgium.pdf/\\$file/Annexes_Country_Studies_Part_I_Belgium.pdf](http://www.ermli.de/erm/Website.nsf/GFN/Annexes_Country_Studies_Part_I_Belgium.pdf/$file/Annexes_Country_Studies_Part_I_Belgium.pdf)

EPA, U.S. Environmental Protection Agency, *Guide to the Accidental Release Prevention Requirements (Section 112(r)) of the Clean Air Act*:

<http://www.epa.gov/r10earth/offices/oec/booklet.pdf>

Gmünder, F.K., & Meyer, P., & Schiess, M., 2006. *The Control Of Major Chemical Hazards in Switzerland in the Framework of Sustainable Development – Liquefied petroleum, Ammonia and Chlorine as Examples*. Basler & Hofmann, Consulting Engineers, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Safety of Installations.

<http://www.gmuender.org/stfv/ControlMajorHazards.pdf>

Haag, P.U. de. 2007. *QRA's for Dutch installation*. I. New Dutch risk regulations and risk methodology by the new Purple Book, Loss Prevention symposium. Edinburgh

Markowski, A.S. 2005. The implementation of the SEVESO II legislation in the Polish major hazard industry. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 18: 360–364

OECD. 2002. *Report of the Special Session on Environmental Consequences of Chemical Accidents*.

[http://www.oalis.oecd.org/oalis/2002doc.nsf/809a2d78518a8277c125685d005300b2/9b97e0ec69f2c593c1256c150048bab2/\\$FILE/JT00130361.PDF](http://www.oalis.oecd.org/oalis/2002doc.nsf/809a2d78518a8277c125685d005300b2/9b97e0ec69f2c593c1256c150048bab2/$FILE/JT00130361.PDF)

PSS, Process Safety Study, *Practical guideline for analysing and managing chemical risks*. Federal Ministry of Employment and Labour; Belgium.

<http://www.sipi61508.com/ciks/vansina1.pdf>

RIP 1999. *Report on information requirements: major accidents risk decree '99*, Committee for the prevention of disasters involving hazardous substances. The Committee for the

Prevention of Disasters involving Hazardous Substances. Hague, The Netherlands. at:
<http://www.sipi61508.com/ciks/VROM1.pdf>

RMP 1999. *Risk Management Program Guidance for Offsite Consequence Analysis*. United States Environmental Protection Agency.
<http://www.epa.gov/oem/docs/chem/oca-all.pdf>

Royal Decree. 1999. *Cooperation Agreement between the Federal Government, the Flemish Region, the Walloon Region and the Brussels Capital Region of 21 June 1999 concerning the Control of Major-Accident Hazard involving Dangerous Substances*.
http://www.emis.vito.be/wet_ENG_navigator/hazard_prevention.htm
http://www.emis.vito.be/wet_ENG_navigator/hazard_prevention_annexes.htm

OECD 2003. *Guiding Principles for Chemical Accident Prevention, Preparedness and Response*. OECD Environment, Health and Safety Publications. Series on Chemical Accidents, No. 10.A. Available at: <http://www.oecd.org/dataoecd/10/37/2789820.pdf>

Seveso II Directive. Chemical Accidents (Seveso II) - Prevention, Preparedness and Response: <http://ec.europa.eu/environment/seveso/#3>

Salvi, O., Merad, M. & Rodrigues N. 2005. Toward an integrative approach of the industrial risk management process in France, *Journal of Loss Prevention* 18: 4-6: 414-422

SRAM, Safety Report Assessment Manual, Health and Safety Executive, UK:
<http://www.hse.gov.uk/comah/sram/index.htm>

SRV, Statens Räddningsverket, SRV, Seveso II.
http://www.srv.se/templates/SRV_Page_14782.aspx
http://www.srv.se/Seveso/default_18745.aspx

Versluis, E. 2003. *Enforcement Matters: Enforcement and Compliance of European Directives in Four Member States*, PhD. Utrecht University

Wettig, J., Porter, S. & Kirchsteiger, C. 1999. Major industrial accidents regulation in the European Union. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 12:19-28.

Webbsidor

Belgien

FPS Employment Labour and Social Dialogue, www.meta.fgov.be

Kanada

Environment Canada, www.ec.gc.ca

Sverige

SRV, Statens Räddningsverket, www.srv.se

Arbetsmiljöverket, <http://www.av.se/teman/seveso.aspx>

Schweiz

FOEN, Federal Office of Environment, <http://www.bafu.admin.ch/>

Holland

VROM, Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment,
www.vrom.nl/

Storbritannien

Health and Safety Executive, www.hse.gov.uk

Environmental Agency, www.environment-agency.gov.uk/

USA

U.S. Environmental Protection Agency, www.epa.gov

4. Fallstudier av scenarier för storskaliga kemikalieolyckor

4.1 Bakgrund

I detta kapitel behandlas tre anläggningar i Stockholm, som har krav på sig att lämna in säkerhetsrapporter. Dessa tre anläggningar är valda som en del av valet av Louddens oljeterminal som fallstudieobjekt. Samtliga anläggningar ligger i Stockholms kustnära områden med närliggande bostadsområden och friluftsområden.

4.2 Planerade LNG anläggning i Värtan

LNG (Liquified Natural Gas) anläggningen planerades som en del av Energihamnen; nära bostäder i Hjorthagen och tunnelbanestationen Ropsten. Riskanalysen i säkerhetsrapporten har tagits fram av företaget Scandpower Risk Management AB för verksamhetsutövaren AB Fortum Värme räkning. Rapporten var klar i februari 2005 (LNG Värtan 2005). I analysen åberopar man olika internationella standarder, som har används vid konstruktion av anläggningen och vid beräkning av sannolikheter och konsekvenser för olyckor. Säkerhetsrapporten har lämnats in som en del av tillståndprocessen för att få bygga anläggningen. Anläggningen, som utgörs av ett mellanlager för LNG, har inte uppförts.

Säkerhetsrapportens struktur

Anläggningen är delad i sektioner enligt processritningen. Varje sektion delas i sin tur in i mindre enheter. Delningen enligt processritningen innebär t ex lossning vid kaj, ledning från lagringskaj, lagertankar, pumpar etc. Varje sektion delas sedan in efter om det finns LNG eller gas i sektionen. En sådan LNG eller gasenhet kan sedan delas in i ännu mindre enheter.

Delningen är gjord för att kunna göra sannolikhetsberäkningar för läckage. Det finns definierat tre typer av läckage (litet, medium, stor/brott). För varje läckage använder man felfrekvenser inhämtade från en ”dossier” /mall. Mallen baseras på ”Scandpowers” referenser. Läckagen är enligt rapporten interna faror, sedan finns det externa faror som oljebrand, påkörning av ledning med bränsle och olycka vid lossning.

Till varje ”läckage” definieras och tilldelas frekvenser för händelsen - ingen antändning, omedelbart antändning och försenad antändning. Konsekvenser av dessa händelser bedöms med hjälp av ett beräkningsprogram. Efter att man definierar frekvensklasser (1-5) och konsekvensklasser (katastrof, kritisk, allvarig, signifikant, mindre och negligerbart) framställs en riskmatris för att bedöma risknivån.

Av analysen framgår att det finns två händelser (brand i fångdamm efter läckage och stor jetbrand) som ”anses kunna ge kritiska konsekvenser”. Allvarlig konsekvens förknippas med medium eller stor pool-, jet och flashbrand i ett antal sektioner tillsammans med några externa händelser.

Slutsatsen är enligt rapporten att de oönskade händelser, som kan förväntas inom LNG-anläggningen, med stor säkerhet inte kommer att beröra omgivningen utanför staketet och att som man skriver ”med design och layout som valts inför denna analys får man en mycket säker anläggning”.

Både aktiva och passiva barriärer finns implicit inräknade eftersom man tar hänsyn till dem när man beräknar konsekvenser i datorprogrammet. Som exempel tar man hänsyn till

ventilernas stängningstid och med detta begränsar man mängden av LNG-/gas som kan komma ut.

I säkerhetsrapporten har man alltså begränsat allvarligheten möjliga scenarier genom att begränsa den mängd LNG som kan komma ut och antändas. De antaganden, som ligger bakom detta, måste anses som relativt godtyckliga. Det finns egentligen ingen riktig analys på Worst Case Scenarios.

I samband med detta så kan det vara intressant att titta på olyckor som inträffat tidigare i LNG-anläggningar. En av dessa inträffade i Algeriet år 2004. I en rapport (Managing LNG Risks: Separating the Facts from the Myths 2006) från ioMosaic Corporation, ett konsultbolag inom riskbranschen, som bildades av Arthur D. Little Inc, så skriver man bl a om att denna olycka av kritiker tagits som intäkt för bedömningen att LNG-anläggningar inte är helt säkra. Man bemöter i rapporten ett antal sk myter om LNG och bl a skriver man:

“Myth No. 7: The LNG industry claims that newer LNG facilities are safe. The 2004 Algerian Skikda explosion destroyed more than just an LNG facility; it destroyed the LNG industry’s myth that LNG is safe.”

För att bemöta denna sk myt skriver man:

“The Skikda incident is under investigation and lessons will be learned. It is suspected that a cold hydrocarbon leak was pulled into a high pressure steam boiler in Unit 40 by an air fan. After confinement in the steam boiler, the hydrocarbons ignited; the steam boiler exploded and triggered a larger explosion in the immediate vicinity of the leak. High pressure steam boilers that power refrigeration compressors are not used at any LNG facility under FERC jurisdiction in the United States. FERC now requires all LNG applicants to identify all combustion/ventilation air intake equipments and distances to any possible hydrocarbon release comprising of LNG, flammable refrigerants, flammable liquids, and flammable gases. Unit 40 was not a new or upgraded unit because Sonatrach had planned to scrap the unit.”

Slutsatsen i rapporten är alltså att detta inte kan hända i USA och att det var speciella omständigheter just vid denna olycka. Det är just detta som är problemet, ingen hade förutsett just detta vid riskanalyser, och man är efterklok och säger att nu har man ändrat på detta så det kan inte hända igen. Tyvärr så visar erfarenheten att nästan identiska olyckor händer upprepade gånger eftersom man inte har tillgång till erfarenheterna. Att man inte åtgärdat en del saker för att man ändå skulle ta delar av anläggningen ur drift senare är något som också orsakat ett antal stora olyckor i världen.

I anslutning till diskussionen om oljelagren nedan, så kan det också vara intressant att titta på olyckan som hände nära London i Buncefield 2005. Utredningen konstaterar i sin rapport att man vid riskanalyser har bortsett från 'Worst Case' scenariet, som ansågs alltför osannolikt till fördel för mera realistiska sådana. Vad som senare ledde till olyckan var just det som man ansåg inte kunna hända, det aktiva larmsystemet fungerade inte så att en tank överfylldes.

4.3 Två oljeterminaler; Loudden (Preem) och Nacka-Bergs (Statoil)

Risکانالysen i säkerhetsrapporterna för bägge dessa anläggningar använder sig av riskanalysmallar framtagna av SPI (Svenska Petroleuminstitutet) och Svenskt Oljehamnsforum för att bedöma felfrekvenser och konsekvensklasser (SPI 2000). Säkerhetsrapporten för Statoil-anläggningen togs fram av oljeterminalens ledning och säkerhetsrapporten för Preem-terminalen togs fram av konsultbolaget Sweco Viak.

Säkerhetsrapporternas struktur; SPI:s mall

Mallarna identifierar olika arbetsmoment (lossning från fartyg i depå och i gemensamma anläggningsdelar, lagring, överpumpning och utlastning, alla tre avser depån). Varje arbetsmoment delas in i händelser som täcker ”förhållanden under normal drift och inkluderar tekniska fel på systemen och operatörsfel och avvikelserna från instruktioner” och ”förhållanden vid underhåll”. Till varje händelse tilldelas ”grundsannolikheter” som ”motsvarar förhållandena på en medeldepå”.

När man gör en analys anpassar man sannolikheterna till en konkret anläggning genom att bedöma och poängsätta påverkansfaktorer i den aktuella situationen. Påverkandefaktorer kan vara procedurer, instruktioner, utrustning, arbetsmiljö, uppmärkning av komponenter och reglage, kontroller, bemanning, inspektion m.m. Eventuella passiva och aktiva barriärer bedöms här. Medelvärde av poängen multipliceras med en grundsannolikhet och en konstant. Som resultat får man en beräknad sannolikhet för en viss händelse i ett arbetsmoment. Varje felhändelse kan leda till ett utsläpp av produkt. Utsläpp delas i 4 kategorier (utsläppspunkter) efter utsläppt volym.

I konsekvensanalysen väljs ett antal scenarier (händelser och utsläppspunkter) baserade på sannolikheter. Effekterna av scenarier kan enligt SPI:s mall *beskrivas eller beräknas* både för fallet brand och fallet utan brand. För konsekvensbeskrivningen vid brand används ett diagramunderlag och för pölstorlekar och värmestrålning ett annat. I konsekvensanalysen identifieras också eventuella närliggande bostadsområden, vattentäkter, ekologisk känsliga områden m.fl. och hur dessa kan påverkas.

Loudden (Preem)

Säkerhetsrapporten var klar i november 2005. Preems anläggningen delas i två delar – I och III. Analysen avser produkter tjockolja som hanteras i delar I och III, Jet-A1 (I, III), eldningsolja (I, III), flygbensin (I) och etanol som hanteras i del I. Riskmatriser för varje produkt framställs med frekvensklasser (1-5) och konsekvensklasser (katastrofala, mycket stora, stora, lindriga, små uppdelade på människa, miljö, egendom) framställs för att bedöma risknivåer. Konsekvenserna beräknas sedan med hjälp av 'PIPA' en programvara från Shell Global Solutions. I sammanfattningen i säkerhetsrapporten är det händelsen överspolning vid utlastning som anses som mer sannolikt men mindre allvarlig. Händelsen brand i samband med rörläckage vid lastning eller lossning samt överspolning vid lossning anses enligt rapporten vara allvarliga händelsen med liten sannolikhet.

Nacka-Bergs (Statoil)

I fallet med Statoils säkerhetsrapport bedöms konsekvenser med hjälp av diagrammetoden som rekommenderas av SPI-mallen. Enligt riskanalysen identifieras tre scenarier som ger högst riskbidrag; spill av bensin vid lastning av bil, läckage på distributionsledning och

överspolning av cistern. I rapporten väljs scenariet överspolning av cistern med brand som Worst Case Scenario för depån. Här används också begreppet "Worst Case" i rapporten.

Rökspridningsberäkning i Nacka-Bergs

På uppdrag av Svenska Statoil AB har SP Brandteknik ombetts att göra en uppskattning av konsekvenserna av en okontrollerad brand i en bensincistern i depån. Studien fokuserar på rökspridning och risker med denna. Resultatet var tänkt att användas som grund för bedömning av i vilken omfattning information skall spridas till närliggande bostadsområden. För att beräkna konsekvenser använde man sig av beräkningsprogrammet ALOFT utvecklad av US National Institute of Standards and Technology. Programmet beräknar koncentration av partiklar PM10, CO och SO2 men kan inte ta hänsyn till topografin kring cisternen som är en viktig faktor i detta fall. Resultatet pekar på att rökspridningen beror på väderförhållanden; om vid mer turbulenta förhållanden påverkas närliggande bostadsområdet kraftigare. Detta bekräftas också från andra platser som t ex vid Buncefield olyckan i Storbritannien (Buncefield Investigation 2006).

4.4 Diskussion kring metoder för bedömning av scenarier för allvarliga olyckshändelser

Slutsatsen som kan dras från undersökning av tre Seveso säkerhetsrapporter är att det är tveksamt om de egentligen uppfyller de centrala målen som formuleras i Sevesodirektivet nämligen:

- Skydd av befolkning och miljö mot möjliga stora olyckshändelser
- Ett underlag för riskkommunikation till alla berörda parter, en kommunikation som kan reducera konflikter och vara underlag för beslut i fysisk planering.

I Sverige har vi inte den traditionen att ta fram föreskrifter med klara anvisningar hur man bör gå till väga för att uppfylla den. Detta skapar en viss osäkerhet hos myndigheter, företag och Räddningstjänsten. Myndigheterna kräver i viss mån en riskbaserad riskbedömning, men säger inte tydligt hur detta skall gå till. Företagens arbete med säkerhetsrapporten blir ofta inriktat på att försöka uppfylla myndigheternas lite oklara krav mer än att fokusera på det egna säkerhetsarbetet. Ofta är också säkerhetsrapporten inget levande dokument utan ofta mer en skrivbordsprodukt som tas fram av en extern konsult. Räddningstjänsten, som har en mer konsekvensbaserad riskbedömning, misstror ofta innehållet i säkerhetsrapporterna. Det är också svårt för planerare, med resultat från säkerhetsrapporterna, att väga in risk i fysisk planering.

Säkerhetsanalysen för LNG är visserligen en välstrukturerad analys från ett tekniskt perspektiv, men är i grunden ad hoc till sin karaktär med inriktning på att visa att anläggningen är säker. Man har genomfört ett slags semi-kvantitativt resonemang kring valda olycksscenarier, men hur dessa har valts kan i grunden ifrågasättas. Kvantitativa metoder kan framstå som vetenskapligt korrekta men de är i grunden tvetydiga vad gäller val av olycksscenarier och data. Kombinationen av lite godtyckliga val av scenarier med en blandning av semi-kvantitativa och mer kvantitativa resonemang baserade på allmän statistik gör det näst intill omöjligt att utvärdera rapporterna med en rimlig tidsinsats speciellt för lekmän. Enkelhet och transparens i riskbedömningen skulle underlätta kommunikationen av resultatet.

Den planerade LNG anläggningen väckte också debatt bland allmänhet och politiker kring lämpigheten av att placera anläggningen så nära Stockholms centrum. Den hearing som organiserades inom ramen för projektet visade tydligt på svagheterna i säkerhetsrapporten. Inbjudna politiker och andra intressenter hade en mycket mer konsekvensbaserad riskbedömning med avseende på påverkan på närliggande områden.

Det räcker alltså inte att visa för intressenter att sannolikheter för olyckor är låg. Ett bättre tillvägagångssätt skulle vara att tydliggöra målet med säkerhetsrapporten och utgå från WCS och sedan visa vad man gjort för att förhindra att scenarierna inträffar exempelvis med hjälp skyddsavstånd, passiva barriärer och en väl fungerande nödlägesplanering.

I LNG säkerhetsrapporten är det mycket svårt att separera hur passiva och aktiva barriärer ingår i beräkningarna. Detta kan jämföras med U.S. RMP som tillåter endast passiva barriärer i WCS-beräkningar (RMP). I Buncefieldolyckan var det just aktiva barriärer som inte fungerade och detta scenario hade exkluderats i tidigare riskanalyser eftersom sannolikheterna för att de skulle fallera ansågs små.

Säkerhetsrapporterna från oljeterminalerna kan ifrågasättas från samma perspektiv; hur bra de följer grundtankarna i Sevesodirektivet. Dessa rapporter följer en schablonartad modell. Rapporterna understryker att största faran finns kopplad till överföring av brandfarliga ämnen, men riskbedömning görs i stort sett utifrån allmän statistik. Erfarenheten från olycksscenarioer är att det finns ett mycket komplext samband mellan aktiva barriärer t ex olika larm, operatörers hantering av situationen och i ett senare skede av olycka samverkan med Räddningstjänsten. Sabotagehandlingar finns heller inte med i någon av rapporterna.

Det centrala problemet i alla säkerhetsrapporterna är att de i huvudsak har en riskbaserad konsekvensvärdering, dvs man tar med endast olycksscenarioer som har en "rimlig" sannolikhet. Ett flertal forskningsprojekt har visat att beräknade sannolikheter för olycksscenarioer är mycket osäkra. I ett av dessa projekt (Lauridsen et al 2002) så fick sju expertgrupper i uppgift att genomföra en riskanalys för samma anläggning, ett tanklager för ammoniak. Trots att detta är en relativt enkel processanläggning kom grupperna fram till mycket olika resultat. I sammanfattningen till rapporten kan man läsa:

"The results of the project point to an increased awareness of the potential uncertainties in risk analyses and highlight a number of important sources of such uncertainties. In the hazard identification phase it was revealed that the ranking of hazardous scenarios by probabilistic and deterministic approaches could result in completely different conclusions. On the other hand, despite a large difference in frequency assessments of the same hazardous scenarios, there was good consensus on the ranking among the adherents of the probabilistic approach. Breaking down the modelling of both frequency and consequence assessments into suitably small elements and conducting case studies allowed root causes of uncertainty in the final risk assessments to be identified. Large differences were found in both the frequency assessments and the assessment of consequences. The report gives a qualitative assessment of the importance to the final calculated risk of uncertainties in assumptions made, in the data and the calculation methods used. This assessment can serve as a guide to areas where, in particular, caution must be taken when performing risk analyses."

Det är intressant att rapporten både pekar på de stora osäkerheterna i resultaten och samtidigt behåller en stor tilltro till angreppssättet. Oftast beror tilltron till metoden på att man ser

möjligheten till ett ensartat sätt att arbeta och bedöma riskanalyser på. Detta framgår också av rapporten "Värdering av Risk" (Davidsson 1997) där man skriver:

"Med utgångspunkt i dagens situation när det gäller riskhänsyn måste det anses som ett väsentligt steg framåt om man genom införande och tillämpning av enhetliga, probabilistiskt baserade, kriterier för värdering av risk kan åstadkomma:

- *Enhetlig praxis angående hur risker skall presenteras om en kvantitativ riskanalys genomförs:
 - individrisk (för mest utsatt individ)
 - samhällsrisk (där både förväntad frekvens och storlek av olyckor skall framgå)*
- *Enighet om grundläggande metoder när det gäller hur individ och samhällsrisk skall beräknas*
- *Enhetlig uppfattning om vad en viss kvantitativt uttryckt risknivå innebär, dvs när en viss risk"*

Andra forskare har pekat på att problemet kanske inte ligger i modellerna (Ingvarson 2003):

"Problemet med Felträdsanalys och Händelseträdsanalys ligger inte i beräkningsmodellerna utan i svårigheterna med att identifiera alla möjliga händelser och dess sannolikheter/frekvenser. Det krävs tillgång till tillförlitliga data för felhändelsernas sannolikhet/frekvens alternativt metoder för hur man ska hantera osäkra eller obefintliga indata."

Problemet ligger alltså inte i att metodiken i sig inte är tillräckligt standardiserad. En fullständig kvantitativ riskanalys skulle kräva att man hade identifierat alla möjliga scenarier som kan leda till en allvarlig olycka och att man har tillgång till tillförlitliga data för felhändelser, tekniska, organisatoriska och mänskliga. Detta är helt enkelt inte möjligt även om man hade tillgång till enorma resurser i tid och pengar. I praktiken så används metodiken mer som en slags semi-kvantitativ metodik i säkerhetsrapporterna där sannolikheter uppskattas mycket grovt. Det är få branscher som kan sägas ha en mer utvecklad form av kvantitativ riskanalys.

Tänkandet kring den kvantitativa analysmetoden bygger också i grunden på tron att olyckor är stokastiska fenomen, vilket sällan är fallet. Olyckor beror till stor del på brister i ledningssystemen för säkerhet. "Omöjliga" olyckor sker om och om igen. Detta påtalas också i guidelines för Seveso-direktivet:

"Failures of the management system were shown to have contributed to the cause of over 85 per cent of the accidents reported"

Tron på kvantitativa riskanalysmetoder avspeglar i grunden också en ingenjörsmässig tradition. De grundläggande problemen med kvantitativa riskanalyser baserade på sannolikhetsberäkningar gör också att man starkt måste ifrågasätta de kriterier för riskvärdering, t ex individrisk och samhällsrisk, som är kopplade till dessa.

Ifrågasättandet av de kvantitativa metoderna innebär inte att dessa aldrig bör användas. Ofta kan de med fördel användas internt i verksamheter, speciellt på kritiska delsystem för att identifiera svaga länkar och för att skapa ökat medvetande om att upprätthålla säkerhetsbarriärer.

Osäkerheten kring hur man skall göra riskanalyser i t ex säkerhetsrapporterna och vad som är en acceptabel risk avspeglar sig också i lagstiftningen. I föreskriften ”Statens räddningsverks allmänna råd och kommentarer om skyldigheter vid farlig verksamhet”, SRVFS 2004:8 står det bl a att läsa:

”Riskanalysen bör innehålla följande delar:

- 1. beskrivning av analysens syfte, mål och avgränsningar,*
- 2. beskrivning av anläggningen, den verksamhet (inklusive organisation) som bedrivs där samt anläggningens omgivning,*
- 3. identifiering av de olyckor som kan orsakas av verksamheten,*
- 4. beskrivning av händelser som kan leda till olyckor,*
- 5. beräkning eller annan beskrivning av sannolikheten (eller frekvensen) för identifierade olyckor,*
- 6. beräkning eller annan beskrivning av konsekvensen av identifierade olyckor,*
- 7. beräkning eller annan beskrivning av risken för identifierade olyckor,*
- 8. slutsatser,*
- 9. referenser.”*

Här säger man alltså *”beräkning eller annan beskrivning”* utan att närmare precisera hur detta skall göras. Det står endast:

”Vid val av riskanalysmetod bör hänsyn tas bl.a. till analysens syfte och mål, den verksamhet som bedrivs vid anläggningen samt behovet av att kommunicera analysen.”

Resultatet av detta är att de flesta säkerhetsrapporter innehåller ett slags semi-kvantitativt resonemang där ett resonemang kring scenarier blandas med relativt godtyckligt uppskattade sannolikheter.

Vidare kan man läsa i föreskriften:

”För att göra riskanalysen mer tillgänglig och tillförlitlig som beslutsunderlag bör:

- 1. valet av analysmetod motiveras,*
- 2. analysen beskriva och hantera osäkerheter,*
- 3. analysen vara kontrollerbar, repeterbar och transparent (möjlig att följa), t.ex. bör bedömningar och vägval, som görs i analysen, beskrivas och motiveras,*
- 4. en granskning av analysen göras av någon som inte deltagit i analysarbetet.”*

Om man utgår från befintliga säkerhetsrapporter så är dessa krav mycket svåra att uppfylla. Att beskriva osäkerheter och hur dessa påverkar analysen är egentligen ett krav som bör ställas på hela analysmetoden och inte bara på de relativt godtyckliga scenarierna. Repeterbarhet är också mycket svårt att uppnå vilket bl a visade sig projektet som beskrivits ovan där ändå systemet var relativt enkelt och grupperna hade tillgång till samma data.

Osäkerheten i hur man skall beskriva riskscenarier återspeglas också i hur bedömningen av dessa sker från myndigheter och de som hanterar fysisk planering. I en dom från Svea hovrätt angående Preems anläggning på Loudden så skriver Miljööverdomstolen (Svea hovrätt 2003):

”Även om risken för en olycka bedöms som liten kan konsekvenserna av en olycka på Valhallavägen med intilliggande storstadsbebyggelse och nedgångar till tunnelbanan bli mycket allvarlig.”

Det är tydligt att Miljöverdomstolen här har en mer konsekvensbaserad än riskbaserad riskvärdering.

Fallet ovan belyser också problematiken avseende riskbedömning av transport av farligt gods.

Vägverket (Vägverket 2005) har tagit fram en handledning för hur riskanalyser för transporter kan utföras. Man skriver i handledningen att en översiktlig riskinventering av det befintliga vägnätet måste genomföras för att kostnadseffektiva riskreducerande åtgärder ska kunna genomföras. I förlängningen behöver också regelverket vid nybyggnad anpassas till en utökad riskhänsyn. Gemensamma metoder för inventering och värdering av risker behöver tas fram liksom system för beslutsstöd.

Metodiken man föreslår bygger i princip på att om man känner till hur en speciell vägsträcka ser ut, det totala förväntade antalet trafikolyckor utifrån nationell statistik, andelen fordon skyltade som farligt gods som kör den aktuella vägsträckan så kan man beräkna hur många farligtgodsoluckyckor som kommer att inträffa per år på just den vägsträckan. Man kan sedan beskriva skadeomfattning/konsekvens för respektive tillgångsslag (t ex person, miljö, egendom) om faran uppstår. Utifrån den uppskattade sannolikheten och konsekvensen kan man bestämma total risknivå (riskklass 1-3) för aktuell fara med hjälp av en riskmatris. Riskklassen anger hur angelägna riskreducerande åtgärder är. Det som är tveksamt i metoden är beräkning av olycksfrekvensen, både för väg och för järnväg. Dessa kan inte anses tillräckligt väl underbyggda och dess sammansättning motiveras heller ej tillfredsställande. Det är självklart att om man utgår från nationell statistik över olyckor och anser att dessa kan användas för att beräkna sannolikheten för en olycka på en given begränsad vägsträcka, så kommer sannolikheten för olyckor på alla vägsträckor man räknar på att bli låg. Även när det gäller transporter så är det rimligt att man utgår från en mer konsekvensbaserad riskvärdering som underlag för beslut om vägsträckningar i samband med fysisk planering. Detta skulle också kunna ge klarare regler för hur Länsstyrelsen skall bedöma t ex riskanalyser i samband med utformning av detaljplaner.

Sammanfattningsvis så visar detta projekt på den stora osäkerheten i att använda sannolikheter för att begränsa de olycksscenarioer man skall ta hänsyn till. Rekommendationer för hur säkerhetsrapporterna bör utformas är därför:

- Uppskattningar av sannolikheter är mycket osäkra. ”Worst Case” är inte en stokastisk variabel. Underskatta inte mänskliga misstag eller sabotage.
- Lägg ner mer tid på att minska konsekvenser och förebyggande åtgärder är att beräkna sannolikheter.
- Välj det verkliga ”Worst Case” inte ett fall med mindre konsekvenser bara för att beräkningar visar att ”Worst Case” är osannolikt
- Underskatta inte ”Worst Case” i innehåll eller i diskussioner med andra intressenter. Om ni underskattar sannolikheten så kommer andra intressenter att peka på konsekvenserna.
- Utveckla en transparent och realistisk nödlägesplan. Om frågan om hantering av olyckor kommer upp så måste planen kunna kommuniceras. Kan vi hantera Worst Case?

- Det bör finnas en sammanfattning i säkerhetsrapporten som kan vara vägledande för dem som skall bedöma och använda resultatet.

Referenser

Buncefield Investigation. 2006. *Initial review of Air Quality aspects of the Buncefield Oil Depot Explosion*. AEA/ENV/R/2168 Issue 3, AEA Technology Environment. <http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/publications/buncefield/buncefield-report.pdf>

Davidsson, G., & Lindgren, M., & Mett, L., 1997. *Värdering av risk*, Statens räddningsverk, Karlstad, Risk- och miljöavdelningen, ISBN 91-88890-82-1

Ingvarson, J., & Roos, A., 2003. *Metoder för risk- och sårbarhetsanalys - med inriktning mot allvarliga händelser inom processindustri och transport av farligt gods*, ISSN 1402-3504; 5113

Lauridsen, K., & Kozine, I., & Markert, F., 2002. *Assessment of Uncertainties in Risk Analysis of Chemical Establishments*. The ASSURANCE project, Final summary report, Risø-R-1344(EN) Vägverket, 2005,Handledning – Riskanalys vald vägsträcka, Publikation 2005:54

LNG Värtan. 2005. *Bilaga F: Säkerhetsrapport avseende anläggning för produktion av stadsgas och naturgas från flytande naturgas i Stockholm*, Rapport nr. 36.70-103/Säkerhetsrapport, 8 februari, 2005.

Managing LNG Risks: Separating the Facts from the Myths, 2006, ioMosaic Corporation <http://www.iomosaic.com/corporate/aboutus.aspx>

RMP. 1999. *Risk Management Program Guidance for Offsite Consequence Analysis*, United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/oem/docs/chem/oca-all.pdf>

SPI. 2000. *Svenska Petroleum Institutet, Svensk Oljehamnsforum – Mall för riskanalys av depåer och oljehamnar*, revision 3 2000-09-30

Säkerhetsrapport för Bergs Oljedepå i Nacka. 2004. Eric Ahlqvist. Depåchef Bergs Oljehamn, Svenska Statoil AB

Säkerhetsrapport avseende Preems oljedepå, Loudden Stockholm, 2005. Preem Petroleum AB, uppdragsnummer 11547070000, Dnr 5511-2005-17852. Sweco Viak

Vägverket, 2005, *Fördjupning – Riskanalys vald vägsträcka*, Publikation 2005:55

Guidelines on a Major Accident Prevention Policy and Safety Management System, as required by Council Directive 96/82/EC (SEVESO II) <http://mahbsrv.jrc.it/GuidanceDocs-SafetyManagementSystems.html>

Svea hovrätt, 2003, Miljöverdomstolen, Mål nr M 6068-02,

Vägverket Publikation 2005:54 och 2005:55

5. Miljökonsekvenser av storskaliga kemikalieolyckor

Miljörisker är oftast kopplade till utsläpp av ämnen som kan påverka miljön på olika sätt. Miljörisken består dels av risken för att vi släpper ut ämnet i naturen och dels av den effekt ämnet har på ekosystemet när det kommit ut. Effekten av ämnet bedöms genom olika typer av toxicitetsstudier. Dessa har i och med tillkomsten av den nya lagstiftningen i samband med REACH blivit mer omfattande. I detta projekt har vi främst tittat på hur vi skall bedöma riskerna för att ämnen kommer ut i samband med oplanerade händelser. Om vi kan utvärdera detta på ett robust sätt så kan vi använda denna kunskap tillsammans med lagstiftningen i REACH för att bedöma riskerna av olika aktiviteter i samband med fysisk planering.

Ett vanligt sätt att bedöma miljörisken är att uppskatta sannolikheten för att en viss mängd av ett ämne kommer ut samt möjligheten att sanera det förorenade området. Det stora problemet med denna metodik är att saneringen är väldigt beroende av karaktären på området där ämnet kommer ut. Det kan röra sig om penetration i marken, känsliga ekosystem, vattentäkter mm. Det finns förslag på mer generella metoder för hur detta skall hanteras, men resultatet är ofta att metoden blir väldigt komplex och att man behöver en mängd indata, som ofta inte finns tillgängliga. Ett exempel på en sådan metodik är användningen av Miljöolycksindex (MI). MI har föreslagits som ett planeringsverktyg där kemiska egenskaper hos ämnen kombineras med platsspecifika egenskaper, som beskriver olycksplatsen. (Scott Andersson 2004). MI är tänkt att underlätta bedömningen av olycksscenarioer och förebyggande arbete. Problemet är just komplexiteten när det gäller platsspecifika data speciellt avseende transporter av farligt gods. En mer realistisk metodik skulle kunna vara att i stället göra bedömningar av känsligheter av olika områden inom t ex en kommun eller i kustområden. Bedömningarna skall bygga på omgivningens/recipientens förutsättningar och skyddsvärde i riskanalyssammanhang. Metodiken utgår då från samma resonemang som tidigare har tagits upp att man bör utgå mer från verkliga Worst Case Scenario (WCS) och mindre på beräknade sannolikheter för olyckor. Detta gäller både för fasta installationer och för transporter av farligt gods.

En sådan metod (Wallblom 2006) baseras på uppskattad mängd som kan komma ut vid en olycka, typ av kemikalie och en faktor som anger områdets skyddsvärde. I fallstudien användes metoden för en kommun för att bedöma insatser enligt förordningen SFS 2003:778 om skydd mot olyckor. Arbetet har resulterat i en "Risktabell" som avses användas för större geografiska områden där flera skyddsobjekt och riskfaktorer finns samlade. Detta möjliggör en rankning av områdena emellan. Rankningen visar var behoven av förebyggande skyddsåtgärder är som störst för att minska effekterna av en eventuell olycka eller visar på behov av djupare riskanalyser för vissa specifika olycksscenarioer etc.

Metoden bör också kunna användas av myndigheter för att styra tillsynen. Om en verksamhet hanterar en större mängd kemikalier, som kan ge negativa effekter på miljön, och om verksamheten ligger inom ett område med hög skyddsfaktor, så bör tillsyn utföras oftare. Denna typ av viktning kan användas tillsammans med en enkel metod för att uppskatta nivån på riskhanteringen i verksamheten. Erfarenheten visar att enkelhet och robusthet i metodiken är att föredra framför komplexa metoder, som tenderar att ge mer godtycklighet i resultaten.

Eftersom projektet har haft att hantera risker i samband med transporter av oljeprodukter till sjöss, så har olika metoder av känslighetskartering (sensitivity mapping) i kustzoner studerats. I händelse av en olycka till sjöss så måste flera faktorer hanteras. De tre väsentligaste är (Kuikka et al 2005):

- Känslighet hos populationer i ekosystemet för ämnena
- Hur unika populationerna är (genetisk specificitet)
- Potentialen för återhämtning hos populationerna

Östersjön är ett av världens största brackvattenhav och är därför ekologiskt unikt och har hög känslighet för föroreningar. Detta har uppmärksammats av International Maritime Organisation (IMO), som har klassat Östersjön som ett särskilt känsligt havsområde (PSSA). Under ett seminarium som arrangerades av COASTMAN-projektet vid Kristinerbergs marina forskningsstation i september 2006, presenterades och diskuterades tre olika metoder för känslighetskartering av kustzoner.

En svensk metod, har utvecklats i projektet MARBIPP, som finansierats av Naturvårdsverket. Målet med MARBIPP har varit att:

- Uppskatta betydelsen av biodiversitet i kustnära marina ekosystem
- Utveckla en metod för att mäta förändringar i biodiversitet och för att förutse nivån på biodiversitet utifrån olika miljöfaktorer
- Ge råd för hur biodiversitet i kustnära marina ekosystem kan bevaras

En finländsk metod, OILECO, har utvecklats i samarbete mellan Finland och Estland. Målet med detta projekt har varit att identifiera vilka områden i Finska viken som bör prioriteras när det gäller insatser vid ett oljeutsläpp.

En rysk metod baseras på GIS där man samlar ekologisk information om olika marina habitat i den ryska delen av Finska viken. Flera expertgrupper när man utvecklade en atlas som beskriver känsligheten hos ekosystem både på land och i den marina miljön.

Slutsatsen är att bedömningen av miljöolycksrisker är mycket komplex och för att kunna hitta praktiska metoder, så måste man göra olika förenklingar. Genom att kombinera användandet av verkliga Worst Case Scenarios när det gäller mängder av utsläpp med en bedömning av känsligheten av områden, så skulle man kunna hitta mer robusta metoder för tillsyn och tillstånd.

Referenser

International Maritime Organization (IMO), 2005. *Special Areas and Particularly Sensitive Sea Areas*. <http://www.imo.org/>

Kuikka, S., Lecklin, T., Rahikainen, M., Vaino-Mattila, K., Juntunen, T., Rosqvist, T., Jolma, K., Mäkinen, A., Ikävalko, J., Mattila J., Alto A. 2005. *Use of biological life history, genetic, and vulnerability information to optimize the repertoire of oil combating technologies*. ICES CM 2005/S:12.

Scott Andersson, Å. 2004. *Environment-Accident Index – A planning tool to protect the environment in case of a chemical accident*, ISBN 91-7305-577-8

Wallblom, P. 2006. *Metod för bedömning av miljöolycksrisker i Motala kommun*. Rapport, Industrial Ecology, KTH.

Webbsidor

MARBIPP. Marine Biodiversity, Patterns and Processes.
www.marbipp.tmbi.gu.se

MSUO. Maritime Safety Umbrella Operation.
www.maritime-safety.org

OILECO. <http://hykotka.helsinki.fi/oileco/>

6. Risk i deltagarstyrda processer

6.1 Begreppet risk vid fysisk planering

Risker för människor och miljö är ofta viktiga faktorer vid fysisk planering. Problemet ligger i att på ett någorlunda enkelt sätt beskriva och kommunicera risker med olika alternativ i en beslutsprocess. Det finns fortfarande en tro att man kan driva denna process genom att experter kan uppskatta risker genom att beräkna sannolikheter och konsekvenser av olyckor på ett objektivt sätt. Som framgår av tidigare kapitel så kan detta förfarande ifrågasättas av flera skäl. Beräkningarna av olika olycksscenarier, som t ex återfinns i säkerhetsrapporterna, är ytterst osäkra och bygger ofta på ett antal relativt godtyckliga antaganden. Det är också så att riskupplevelser hos de människor som berörs av riskerna inte är lika även om de beräknade riskerna är lika. Både i beräkningen av riskerna och i värderingen av riskerna ligger således en hel del subjektivitet begravd. För att undvika att för mycket subjektivitet införs redan i riskberäkningarna så borde man därför starta med att fråga sig – Vad är det värsta som kan hända? Man bör inte sortera bort dessa värsta fall på basis av att de är osannolika. Olyckor är inte helt stokastiska fenomen utan bygger ofta på kombinationer av händelser som vi inte riktigt kan förutse. Många olyckor inträffar trots att de ansetts ytterst osannolika. Om man utgår från värsta fall så är det lättare att, i en demokratisk process, diskutera sig fram till om man har förmåga att hantera dessa fall.

6.2 Beslutsprocessen – Vilka skall delta?

En grundläggande fråga kring beslutsprocessen är vilka som är intressenter och hur de skall delta i beslutsprocessen. Ett flertal forskare anser att de intressenter som påverkas av beslutet ska kunna vara med och påverka i beslutsprocessen (US CCR 1997, Stern & Fineberg 1996, US EPA 1998). Eftersom värderingar utgör en ofrånkomlig och inneboende del av riskanalyser är det också rimligt att väga in intressenternas värderingar vid beslutstagande. Efterhand har bilden av experter som strikt objektiva urholkats och det har till och med hävdats att det inte går att skilja mellan upplevda och faktiska risker eftersom de enda risker som finns är upplevda risker. Många menar att berörda intressenter borde involveras i alla steg inom såväl riskutvärdering som riskhantering (Eduhjee 2000). Idén om intressentdeltagande kommer från de alternativa tekniker för konfliktlösning som växte fram under 70- och 80-talet (Bier 2001).

Det har förts fram tre huvudsakliga argument för intressentdeltagande:

- 1) I en demokrati har medborgarna rätt att delta i beslut som rör allmänheten och få information om vad besluten grundar sig på.
- 2) Intressentdeltagande kan bidra till en högre informationskvalitet för både beslutsfattare och andra intressenter. Icke-specialister kan bidra med bild som även speglar etiska, sociala och politiska värderingar.
- 3) Genom att diskutera och bli medveten om sina egna och andras åsikter kan ett ökat deltagande i analyser och beslutsprocesser minska konflikter och bygga upp ett förtroende mellan intressenterna (Anex & Focht 2002).

Vissa manar dock till försiktighet mot intressentdeltagande i riskrelaterade beslut. Ökade möjligheter för intressentdeltagande innebär också ökade möjligheter för att beslutsprocessen

blir ineffektiv, ett överflöd av information kan leda till en dålig analys samt att olika alternativ inte undersöks i tillräcklig omfattning. Ett visst mått av deltagande är dock nödvändigt för att fatta välgrundade rådgivande beslut. De argumenterar alltså inte nödvändigtvis för mer eller mindre intressentdeltagande, utan för ett bättre deltagande (Anex & Focht 2002).

Miljöbeslut är såväl politiska som vetenskapliga, vilket gör att de måste baseras på både tekniska redskap och allmänhetens intressen och värderingar. Vissa har uttryckt oro över att intressentdeltagande förskjuter miljörelaterade beslut för mycket åt det politiska hållet. En systematisk analys har därför gjorts av hur processer med intressentdeltagande har påverkat kvaliteten på miljörelaterade beslut i 239 fall i USA under de senaste 30 åren. Fallen beskriver en rad olika typer av participativa processer med olika intensitet. Med intensitet menas en minskad fokus på att samla information från ”den breda massan” och en ökad fokus på att nå en överenskommelse mellan ett fåtal intressenter. Kvaliteten på besluten mättes med avseende på fyra frågeställningar:

- Är beslut med intressentdeltagande mer kostnadseffektiva?
- Ökar beslut med intressentdeltagande de gemensamma vinsterna mellan deltagarna?
- Tillför deltagarna innovativa idéer, användbar information eller ny information?
- Har deltagarna tillgång till vetenskaplig information och expertis?

Sammantaget visade resultatet att de mer intensiva formerna av intressentdeltagande har större möjligheter att resultera i högkvalitativa beslut (Beierle, 2002).

6.3 Generella riktlinjer för participativa beslut

Detta avsnitt tar upp olika generella aspekter som rör deltagandeprocessens utformning och utförande.

En indelning av arbetssätten vid riskhantering kan göras i tre strategier efter kriterierna komplexitet, osäkerhet och tvetydighet/ambivalens (complexity, uncertainty, ambiguity):

- Riskbaserad strategi: det traditionella arbetssättet med risker, dvs risken beräknas ur sannolikhet och konsekvens. Strategin lämpar sig bäst för komplexa problem med vissa osäkerhetskomponenter, t.ex. variation mellan individer.
- Försiktighetsbaserad strategi: försiktighetsprincipen; om osäkerheterna är stora, dvs om fakta är svåra att bestämma eller om kunskap kring sannolikhet och/eller konsekvens saknas lämpar sig denna strategi.
- Diskurs-/samtalsbaserad strategi: om det råder delade meningar, tvetydighet, om hur resultaten ska tolkas löses detta med samtal och debatt (t.ex. huruvida utsläppet av ett visst ämne utgör en fara för miljön och människors hälsa).

Rådgivande processer (deliberative processes) behövs emellertid i alla tre typer av strategier: riskbaserad riskhantering bygger på epistemologiska samtalsformer, försiktighetsbaserad riskhantering på reflekterande diskussionssätt och diskursbaserad riskhantering på samtalsformer där intressenter deltar (Klinke & Renn 2002).

6.4 Utformning av processen

När rekommendationer tas fram för utformningen av en process spelar såväl angreppssättet som utgångspunkten/sammanhanget roll för hur rekommendationerna ser ut. Här presenteras tre författares rekommendationer, alla med något olika utgångspunkter.

McDaniels et al (1999) har tagit fram fyra principer för utformning av processer för gruppbeslut inom riskmanagement. De är tillämpningar av principer från formell beslutsanalys:

1. "Value-focused thinking": arbetssätt som går ut på att först ta reda på vad man anser är viktigt och därefter bestämmer hur man ska nå dit. Med hjälp av värderingarna kan man skapa alternativ som har större chans att få intressenternas stöd; bestämma vilken information som behövs för att karakterisera alternativens verkan samt att utvärdera alternativen (Keeney 1992).
2. "Adaptive management": går ut på att, då man stöter på osäkerheter, ta ett avsiktligt steg framåt och iakttäta konsekvenserna, lära av resultatet och undvika kostsamma misstag. Den ser beslutsfattande som en iterativ process och betonar lärande från lyckade val.
3. Strukturerad beslutsprocess: de grundläggande stegen i beslutsanalys kan användas som struktur för en beslutsprocess och kan läggas fram som ett antal frågor: Vilka syften är viktiga att uppnå i valet av alternativ? Vilka alternativ kan konstrueras för att uppnå dessa syften? Vilken information behövs för att karakterisera alternativens verkan? Vilka avvägningar måste göras i valet av alternativ? Vilka alternativ kan deltagarna stödja?
4. "Informativ" beslutsregel: deltagarna tillfrågas om vilka alternativ de kan stödja, vilket beslutsfattarna använder som stöd. Med "informativ" menas att beslutsregeln främjar ett lärande kring processen, alternativen och deltagarnas värderingar.

När "value-focused thinking" har prövats vid beslut kring laxhabitat och drift av vattenkraftverk i British Columbia, Kanada kunde deltagarna fatta mer välinformerade, övervägda och därmed bättre, beslut. Deltagarna hjälptes också att klargöra och strukturera sina värderingar genom individuell brainstorming följt av gruppdiskussioner (Arvai et al 2001).

Glicken (2000) har formulerat sex huvudområden att ta hänsyn till vid utformningen av participativa processer för att dessa ska bli effektiva:

1. Att tydligt uttala och kommunicera syftet med den participativa processen. Många participativa processer misslyckas för att intressenterna tror att beslutsfattarna redan har bestämt sig och bara använder intressentdeltagandet som ett sätt att i efterhand motivera beslutet. Detta kan visserligen vara ett helt legitimt syfte, så länge det kommuniceras tydligt. Likaså måste det ske en återkoppling av hur intressenternas åsikter används. Kommunikationen bör ses som en process och inte en engångsföreteelse, d.v.s. den bör vara frekvent och pågå hela tiden.
2. Att identifiera "rätt" intressenter. Vem eller vilka som kan anses vara intressenter är inget förutbestämt utan varierar från fall till fall. Beslutsfattarna måste fastställa i förväg vad de vill ha från inkluderingsprocessen och identifiera intressenterna med utgångspunkt från detta.
3. Att identifiera lämpliga verktyg för att ta fram informationen. Detta steg är starkt beroende av vad syftet med kommunikationen är (se steg 1). Om syftet t.ex. är att ta

fram åsikter kring en relativt väldefinierad frågeställning från ett representativt urval kan enkäter vara lämpliga. Är syftet att formulera själva frågeställningen kan möten eller intervjuer vara mer lämpade att ta fram informationen.

4. Rigorös användning av verktygen. Framtagningen av informationen bör vara lika rigorös som vid insamling av vetenskapliga data. Rätt insamlingsmetoder bör användas. Frågeformulär ska t.ex. vara professionellt utformade för att minimera bias i svaren. Intervjuer bör genomföras enligt professionella intervjutekniker, med användning av protokoll och professionella intervjuare o.s.v.
5. Användning av rätt analystekniker. Om data är kvantitativa kan statistisk analys vara användbar medan kvalitativa data exempelvis kan analyseras med semantiska analysmetoder. Analys och tolkning av data ska göras av professionella kvantitativa och kvalitativa analytiker.
6. Dokumentation av process och resultat. Processer med intressentdeltagande löper ofta över flera år och samma personer är sällan involverade från början till slut. Ju större dokumentation och därtill hörande trovärdighet, desto mindre öppen för ifrågasättande blir ledningen för processen. Sådan dokumentation underlättar även för nya medarbetare att ta sig in i processen. Dokumentationen kan förutom den formella projektdokumentationen vara i form av videor, broschyrer, mötesanteckningar, nyhetsartiklar o.s.v.

De Marchi (2000) föreslår fyra principer som kan underlätta tolkningen av människors intressen och ambitioner vid medborgardeltagande. Principerna kan tjäna som handlingsguide för medborgardeltagande som ska användas för forskning eller för beslutsfattande. De togs fram inom projektet Public Risk Perception and European Union Policy (PRISP) men anses vara tillämpbara även för beslut inom andra områden än risker. Principerna är:

- *Kunskapsspridning*: olika typer av kunskap, från både experter och lekmän, behöver integreras.
- *Överensstämmelse* ("congruence"): idéer och planer behöver dels stämma överens och vara i linje med varandra, dels förankras i tidigare erfarenheter och vara realiserbara i framtida initiativ.
- *Resurser*: med "resurser" avses de lokala resurser som kan användas för att minska samhällets/ortens sårbarhet för faror, t.ex. planer, anläggningar, expertis, yrkesskicklighet, kontakter, nätverk o.s.v.
- *Förtroende* ("trust"): alla de tre föregående principerna omfattas av förtroende, som förstås som en ömsesidig övertygelse mellan intressenterna att var och en kommer att agera med integritet inom ramen för vars och ens roll. Hur långt förtroendet sträcker sig och hur det ser ut kan användas som måttstock för att förutsäga hur väl initiativ att minska samhällets sårbarhet för faror kommer att lyckas.

6.5 Utvärdering av processen

I likhet med formuleringen av rekommendationer kring processens utformning påverkas också kriterierna för utvärdering av processen av det sammanhang och det angreppssätt de formuleras kring.

Rowe & Frewer (2000) formulerar ett antal kriterier för utvärdering av participativa metoders effektivitet. Ett antal av de mest formaliserade metoderna utvärderas. Kriterierna kan delas in i *acceptanskriterier*, som är kopplade till processens potentiella acceptans hos allmänheten och *processkriterier*, vilka är relaterade till effektiviteten hos processens konstruktion och

implementering. Utvärderingsmodellen bär likheter med Weblers (1995) som använder kriterierna "fairness" och "competence".

Acceptanskriterierna är:

- *Representativitet*: intressenterna från allmänheten bör vara valda så att de utgör ett brett representativt urval av dem som berörs av beslutet. Särskild försiktighet bör iakttas för att inte missgynna fattiga grupper eller låta en liten stark elit få oproportionerligt stort utrymme. Vid små urval bör hänsyn tas till den relativa fördelningen av åsikter. Om man låter varje deltagare representera ett synsätt kan detta leda till att den åsikt som majoriteten ställer sig bakom relativt sett förminskas.
- *Oberoende*: de ansvariga för processen och moderatorerna bör dels vara oberoende och dels visa detta utåt. Även representanter för allmänheten bör vara oberoende gentemot den eller dem som arrangerar processen. Oberoende kan nås genom att sätta samman en styrgrupp med medlemmar från flera olika organ eller neutrala organisationer, t.ex. akademiker från universitet.
- *Tidigt engagemang*: allmänheten bör engageras så tidigt som möjligt i processen så snart värderingar blir framträdande. Det är t.ex. förmodligen inte meningsfullt att involvera allmänheten i komplicerade tekniska beslut eller vetenskapliga riskutvärderingar, men däremot på en nivå där värderingar blir viktiga. Ett tillfälle då allmänhetens engagemang kan anses komma för sent är när intressentdeltagande används för att välja mellan olika placeringar av en farlig anläggning, och där allmänheten inte har beretts tillfälle att från början uttrycka sin åsikt om anläggningen överhuvudtaget behövs.
- *Inflytande*: intressentdeltagandet bör ha ett verkligt inflytande över beslutet. En av de huvudsakliga invändningarna mot participativa metoder är att de ofta uppfattas som ineffektiva för att de används för att legitimera beslut eller för att ge ett intryck av konsultation men utan att ha några intentioner att följa rekommendationerna. Ett sätt att uppfylla kriteriet kan vara att i förhand försäkra sig om att det finns en tydlig acceptans kring hur processens resultat kommer att användas och hur det kan påverka beslutet.
- *Transparens*: processen bör vara transparent så att allmänheten kan se vad som händer och hur besluten fattas. Om information måste undanhållas av exempelvis säkerhetsskäl, bör man tala om vilken typ av information det rör sig om och varför man undanhåller den.

Processkriterierna är:

- *Resurser*: deltagarna bör ha tillgång till de rätta resurserna för att kunna utföra sitt uppdrag. Med resurser menas: information och relevanta fakta; personer (t.ex. experter av olika slag); materiel (t.ex. overheadprojektorer och whiteboards) samt tid att fatta beslut.
- *Uppdragsdefinition*: det participativa uppdraget bör vara tydligt definierat. Det är viktigt att se till att det råder så lite förvirring och oklarheter som möjligt kring deltagandeprocessens omfattning, förväntade resultat samt dess mekanismer. Såväl effektivitet som trovärdighet kan påverkas av osämja som bottnar i missförstånd.
- *Strukturerat beslutsfattande*: deltagandeprocessen bör innehålla mekanismer för att strukturera och synliggöra beslutsfattandet. Detta borde göra det möjligt att undersöka de bakomliggande orsakerna till ett beslut och i vilken omfattning en slutsats hade brett stöd. Det skulle även hjälpa till att organisera processen. Olika metoder för beslutsstöd kan införlivas i processen, t.ex. beslutsanalys, beslutsträd och Delphi.
- *Kostnadseffektivitet*: processen bör i någon mening vara kostnadseffektiv. Innan en participativ process startas är det vettigt att försöka jämföra de olika metodernas

potentiella kostnader, både i tid och pengar, samt att avgöra i vilken omfattning de uppfyller övriga kriterier.

Kriterierna användes för att utvärdera ett antal participativa processer bl.a. folkomröstningar, konsensuskonferenser och opinionsmätningar. En av slutsatserna var att de lämpligaste teknikerna förmodligen är hybrider av traditionella metoder, som att t.ex. i förväg använda en enkät för att klargöra vilka uppfattningar som råder innan en allmän utfrågning hålls. Det var svårt att säga om en metod är bättre än en annan och noggrannare mätinstrument behövs för att kriterierna ska kunna användas för att styra valet av en metod framför en annan (Rowe & Frewer 2000).

Vad är en ”bra” deltagandeprocess och vad kännetecknar en sådan? Svaret på detta skiljer sig åt beroende på vem man frågar. Olika personer kan dessutom tycka att samma aspekter är betydelsefulla, men lägga olika vikt vid dem. Webler et al (2001) använde Q-metodik[†] för att ta reda på vad intressenterna i en participativ process för skogsplanering ansåg känneteckna en bra deltagandeprocess. Fem ideologiska synsätt kunde identifieras hos deltagarna:

- A. *Rättmätighet*: processen ses som rättmätig om den når ett konsensusbeslut, är transparent, baseras på fakta snarare än retorik och inte godtyckligt avbryts vid ett visst slutdatum.
- B. *Gemensamma värderingar*: enligt detta perspektiv bör processen sträva mot att söka gemensamma värderingar. Processen anses främst handla om att diskutera värderingar och ett visst slutdatum behövs.
- C. *Demokratiska principer*: processen bör vara rättvis och jämlik
- D. *Lika makt*: processen ses som en maktkamp. Fokus riktas på att ”jämna ut spelplanen” så att alla deltagare och synsätt har lika makt. Detta kan exempelvis ske genom processen är öppen och baseras på information och fakta snarare än retorik; att ledningen är neutral och att möten hålls vid tider som passar deltagarna.
- E. *Ansvarsfullt ledarskap*: synsättet betonar ledarskap och kompromisser vid beslutsfattandet. Det ses som osannolikt att konsensus kan nås mellan intressenterna. Ansvaret för beslutet faller därför på ledningen för processen.

De dramatiska skillnaderna i synsätten antyder att de ansvariga för utformningen och utförandet av deltagandeprocesser står inför en viktig utmaning. Konflikter kan uppstå kring utformningen eftersom människor kan ha olika åsikter om vad som är bra i olika sammanhang.

6.6 Slutsatser

För att kunna hantera riskfaktorer i beslutsprocesser där ett flertal intressenter deltar så måste underlaget vara transparent och begripligt även för lekmän. Att berörda intressenter kan delta i beslutsprocessen i ett tidigt stadium minskar också risken för svårhanterliga konflikter. Erfarenheterna med den semi-kvantitativa metodik, som används idag t ex i säkerhetsrapporter, är att resultaten är svåra att kommunicera och ofta misstros av olika intressenter. De ses som en partsinlaga från de företag som ansöker om tillstånd. De parter

[†] Q-metoden går i korthet ut på att deltagarna får rangordna olika påståenden efter hur bra de tycker att de stämmer. Deltagarna får därefter gruppera påståenden som hör samman i en s.k. inverterad faktoranalys. Detta håller samman varje deltagares svar som en helhet istället för att splittra svaren och gruppera dem efter olika detaljfrågor. Den inverterade faktorn ses representera underliggande synsätt i det större sammanhanget (McKeown & Thomas, 1988).

som drar nytta av tillståndet tenderar att ha en mer riskbaserad värdering av riskerna dvs man tar bara hänsyn till olyckor som har "rimliga" sannolikheter för att inträffa. De intressenter som inte har nytta av verksamheten har en mer konsekvensbaserad riskbedömning dvs man ser mer till vad som är det "värsta" som kan inträffa.

Man kan fråga sig vem som egentligen är användare av informationen i en säkerhetsrapport. Är det myndigheten som har tillsyn över verksamheten, politiker som har att fatta beslut om fysisk planering, eller andra intressenter som berörs av verksamheten. Alla dessa parter behöver egentligen olika typ av information. Man kan ibland få känslan av att säkerhetsrapporterna mest produceras som en del av tillståndsprocessen och inte för i grunden vara ett planeringsverktyg i samhället. Riktiga WCS, som t ex används i USA idag, utgör ett bättre underlag för nödlägesplanering, fysisk planering och för att diskutera olika åtgärder för att begränsa konsekvenser t ex olika typer av passiva barriärer. Om man utgår från att säkerhetsrapporter verkligen skall kunna fungera som en del av deltagarstyrda processer vid fysisk planering, så uppfyller ingen av de rapporter som studerats i projektet kraven.

Erfarenheten visar att potentiella konflikter som inkluderar risker för människor och miljö skall hanteras så tidigt som möjligt med största möjliga öppenhet. Om information undanhålls, eller om risker tonas ner, så kan vägen till beslut bli betydligt längre. Argumentet att deltagarstyrda processer skulle förlänga tiden för genomförande av projekt håller inte. Det är väsentligt att mer av forskningen kring deltagarstyrda processer omsätts i de konkreta demokratiska processerna.

Referenser

Adam, B. & Beck, U. & Van Loon, J., 2000, *The Risk Society and Beyond*. Sage, ISBN 0 7619 6468 1

Anex, R.P. & Focht, W., 2002. Public participation in life cycle assessment and risk assessment: A shared need. *Risk Analysis* 22(5), 861-877

Beierle, TC. 2002. The quality of stakeholder-based decisions. *Risk Analysis* 22(4), 739-749

Bergstrand, U. 2005. *Jämförelser av olika former av QRA och andra metoder för riskanalys av processindustrier*. Department of Fire Safety Engineering, Lund University, Sweden, Report 5166

Bier, V.M., 2001. On the state of the art: risk communication to the public. *Reliability Engineering & System Safety* 71(2), 139-150

Cross F.B., 1998. Facts and values in risk assessment. *Reliability Engineering and System Safety* 59(1), 27-40

Davidsson, G. & Lindgren, M. & Mett, L., 1997. *Värdering av risk, Statens räddningsverk, Karlstad, Risk- och miljöavdelningen*, ISBN 91-88890-82-1

Edułjee G.H., 2000. Trends in risk assessment and risk management. *Science of the Total Environment* 249(1-3), 13-23

Sjöberg L., 2001. Political decisions and public risk perception. *Reliability Engineering and System Safety* 72(2), 115-123

Stern, P.C. & Fineberg, H. eds, 1996. *Understanding risk: Informing decisions in a democratic society*. National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.
http://www.riskworld.com/Nreports/1996/risk_rpt/html/nr6aa045.htm

US CCR, 1997. *Framework for environmental health risk and management*. U.S. Presidential /Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management.
<http://www.riskworld.com/Nreports/1997/risk-rpt/html/epajana.htm>

7. Indikatorer för hållbar utveckling

7.1 Bakgrund

Både internationellt och nationellt har olika uppsättningar av indikatorer tagits fram för att följa upp, kommunicera och uppskatta hur mål om hållbar utveckling nås. Indikatorer kan beskrivas på många olika sätt (Bosch & Gabrielsen 2003, Smeets & Weterings 1999, Naturvårdsverket 2006):

Edith Smeets och Robe Weterings

Communication is the main function of indicators: they should enable or promote information exchange regarding the issue they address.

Peder Gabrielsen och Peter Bosch

An indicator is an observed value representative of a phenomenon of study. In general indicators quantify information by aggregating different and multiple data. The resulting information is therefore synthesized. In short, indicators simplify information that can help to reveal complex phenomena.

Naturvårdsverket

Indikatorer är data som valts ut och/eller sammanställts för att analysera och åskådliggöra förändringar. Indikatorer förser beslutsfattare och andra målgrupper med underlag för åtgärder och beslut. Naturvårdsverket betraktar i första hand en indikator som ett kommunikationsmedel. En indikator visar/indikerar tillståndet i ett större system och ska utformas så att informationen förenklas.

7.2 DPSIR - modellen

Naturvårdsverket använder sig av en modell för indikatorer, DPSIR, som är vanlig på nationell nivå t ex så använder sig Stockholm av modellen i sitt handlingsprogram för miljö.. DPSIR-modellen är en utveckling av PSR-modellen, som togs fram 1991 av OECD (Organization for Economic Co-operation and Development).

PSR står för Pressure, State och Response och är en typ av miljörapportering med hjälp av indikatorer. P, S och R speglar sambanden mellan samhällets behov som orsakar påverkan (Pressure) och miljöns tillstånd (State) förändras. Olika typer av åtgärder genomförs som en reaktion (Response) på de förändringar som sker för att motverka, förbättra eller återställa tillstånden (Naturvårdsverket 1999). PSR- modellen är begränsad och tar enbart hänsyn till faktorer som berör miljö därför utvecklade EEA (Europeiska miljöbyrån) DPSIR-modellen.

I DPSIR modellen redovisas drivkraften D (driving forces) i samhället, behoven i form av t.ex. transporter och industriproduktion. Drivkrafterna innebär en påverkan som leder till olika konsekvenser I (Impact) för t.ex. hälsa och samhällsekonomi. DPSIR modellen ger en helhetsbild av orsakssambanden och dess inverkan och använder sig av både kvalitativa och kvantitativa indikatorer (Larsson 2004, Naturvårdsverket 1999, Bosch & Gabrielsen 2003):

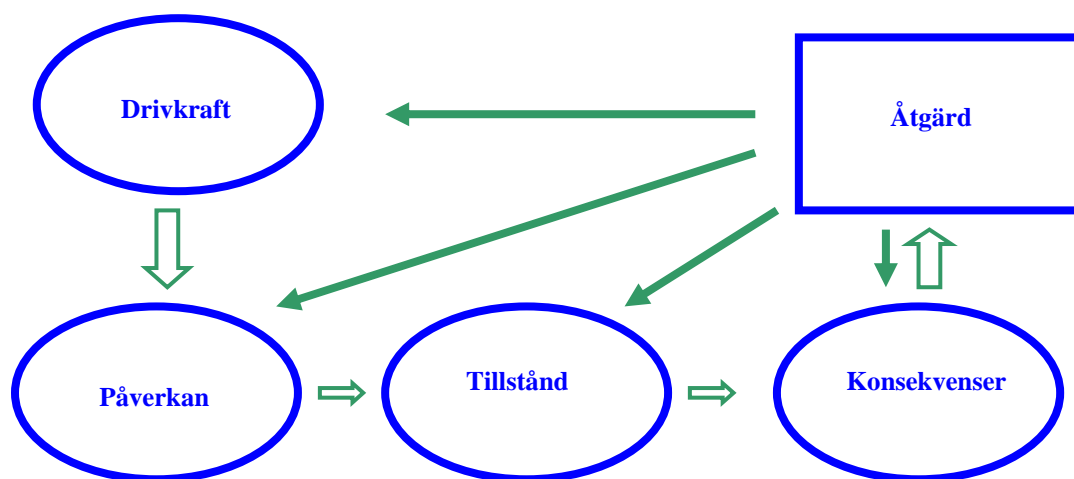
Drivkrafts-indikatorer (*Driving force*) - beskriver den sociala, demografiska och ekonomiska utvecklingen i samhället i form av förändringar t.ex. befolkningsutveckling, energianvändning, industriproduktion, transporter och livsstil.

Påverkans-indikatorer (*Pressures*) –beskriver hur samhällets behov leder till påverkan på miljön i form av t.ex. utsläpp, avfall och markanvändning.

Tillstånds-indikatorer (*State*) - beskriver kvalitativa och kvantitativa tillståndet. Det kan vara fysiska, biologiska och kemiskt tillstånd, t.ex. luft, vatten och mark kvalitet, buller nivå eller natur/djur tillgångar.

Konsekvens-indikatorer (*Impact*) –beskriver vilka förändringar som uppstår till följd av påverkan och hur det påverkar tillståndet i miljön. Konsekvenser kan t.ex. vara dålig hälsa, hotade djur- och växtarter eller ekonomiska förluster.

Åtgärds-indikatorer (*Responses*) - mot drivkrafterna kan olika åtgärder riktas från såväl företag, olika organisationer och politiker. Åtgärderna kan vara t.ex. tekniska uppfinningar, skatter, avgifter, lagar, informationssystem och olika miljömål/strategier.



Figur 1 DPSIR-modellen

För att förstå sambanden i DPSIR -modellen och förändringarna räcker det inte med att studera orsakerna och konsekvenserna, även länkarna mellan de olika "elementen" faktorerna måste vara tydliga(Figur 1) (Smeets & Weterings 1999). DPSIR-modellens ramverk är mycket komplext. En förändring av miljöns tillstånd kan leda till konsekvenser både på lokal och global nivå. Med hjälp av DPSIR- modellen kan beslutsfattare få ett kretsloppsperspektiv för ett miljömål/problem.

7.3 Tillämpning av DPSIR-modellen; indikatorer för oljehamnstruktur

DPSIR – modellen har använts i projektet för att ta fram indikatorer för att försöka beskriva hur visionen om hållbar utveckling kan påverka planeringen av en ny oljehamnstruktur. Ett urval måste göras bland indikatorerna som tas fram med DPRIS-modellen för att välja ut de indikatorer som är mest relevanta för att kunna planera en hållbar hamnstruktur. I tidigare hamnutredningar har tonvikten främst varit samhällsekonomiska, miljö har inte fått lika stort utrymme. I slutrapporten Etapp III behandlas olika hamnalternativs inverkan på miljö utifrån transportkostnader och effekter i form av emissioner (Transek 2006 Etapp III). Indikatorerna som tagits fram i detta projekt ska se till hela planerings och beslutsprocessen.

Valet att tillämpa DPSIR-modellen för att ta fram indikatorer i den här typen av planeringsprocess baseras på att modellen på ett förenklat sätt tydliggör händelse- och orsakskedjan i en komplex struktur. I planeringen av en ny hamnstruktur måste en rad olika frågor behandlas t.ex. utsläpp, efterfrågan av olja, politiska beslut etc.. För att ta fram indikatorer som beskriver sambanden och ger en helhetsbild måste därför den modell som tillämpas både vara kvalitativ- och kvantitativ. Med hjälp av DPSIR-modellen går det att beskriva både kvalitativa som kvantitativa indikatorer (Larsson 2004) och se sambanden mellan dem och få en uppfattning om vilka åtgärder som måste vidtas för att nå en hållbar hamnstruktur. Genom att tillämpa DPSIR-modellen och studera orsakssambanden inom oljehamnstrukturer har egna indikatorer tagits fram för en oljehamnstruktur. I följande stycken beskrivs indikatorerna. Figur 2 visar en sammanfattning av alla indikatorerna.

7.3.1 Drivkraft (D)

Energikonsumtion och befolkningsutveckling

D = Energikonsumtion

D = Befolkningsutveckling

Det finns en nyckelfaktor som påverkar hela utvecklingen av Stockholms läns framtida hamnstruktur;

Hur kommer Stockholms läns energikonsumtion att utveckla sig?

Med hjälp av olika styrmedel och politiska mål försöker politiker förändra samhällets konsumtionsmönster och övergå till alternativa bränslen, t.ex. har Stockholms stad som mål av vara fossilbränslefri kommun 2050 (Stockholms handlingsprogram mot växthusgaser 2006).

De drivmedel som fortfarande är vanligast är dock fossila drivmedel och den energisektor som växer snabbast i Sverige är transportsektorn (Länsstyrelse Stockholm APM 15:2005). Hur efterfrågan på olika energiformer kommer att utvecklas de närmaste 50 åren är osäkert. I rapporten Stockholmsregionens framtida oljeförsörjning Etapp I (Transek 2005) presenterades en prognos för hur konsumtionen av bensin, diesel och eldningsolja för Stockholms län skulle kunna utvecklas i framtiden. Prognosen visade på en tydlig förbrukningsökning av bensin och diesel mellan år 2000 och 2020. Diesel var det bränsle som förväntades öka allra mest till 2020. Prognosen var baserad på Naturvårdsverkets nationella prognoser för oljeanvändning och hade anpassats till den befolkningsutveckling, småhusandel och flygtrafikutveckling som förväntas ske i Stockholm. Stockholm är det län som har den snabbaste befolkningstillväxten i hela landet vilket innebär en ökning av energibehovet (Transek 2005).

En övergång från fossilbränslen till alternativa bränslen innebär dock inte att behovet av hamnar försvinner. Bränslen transporteras både via sjöfart, vägar och järnvägar. Hur fördelningen mellan land och sjötransporter kommer att se ut är svårt att veta, t.ex. produceras biogas lokalt och etanol importeras mest från Brasilien (Länsstyrelse Stockholm APM 15:2005). Enligt de svar som erhöles i den enkät som skickades ut till aktörer som arbetar med frågor som rör avvecklingen av Loudden tror majoriteten att hamnarnas funktion kommer att förändras i framtiden och istället för en avveckling av hamnar kommer import av andra bränslen ske via hamnarna.

Etanol, som tillhör ett av alternativa bränslen till bensin, har ett lägre energivärde och det krävs därför större volymer. Större volymer innebär fler eller större transporter och behov av större lagringsutrymmen i direkt anslutning till hamnarna eller i form av mellan depåer (Länsstyrelsen Stockholm APM 15:2005).

7.3.2 Depåer och transporter

D = Trafikarbete, antal fordonskilometer (fartyg, tankbilar och järnväg)

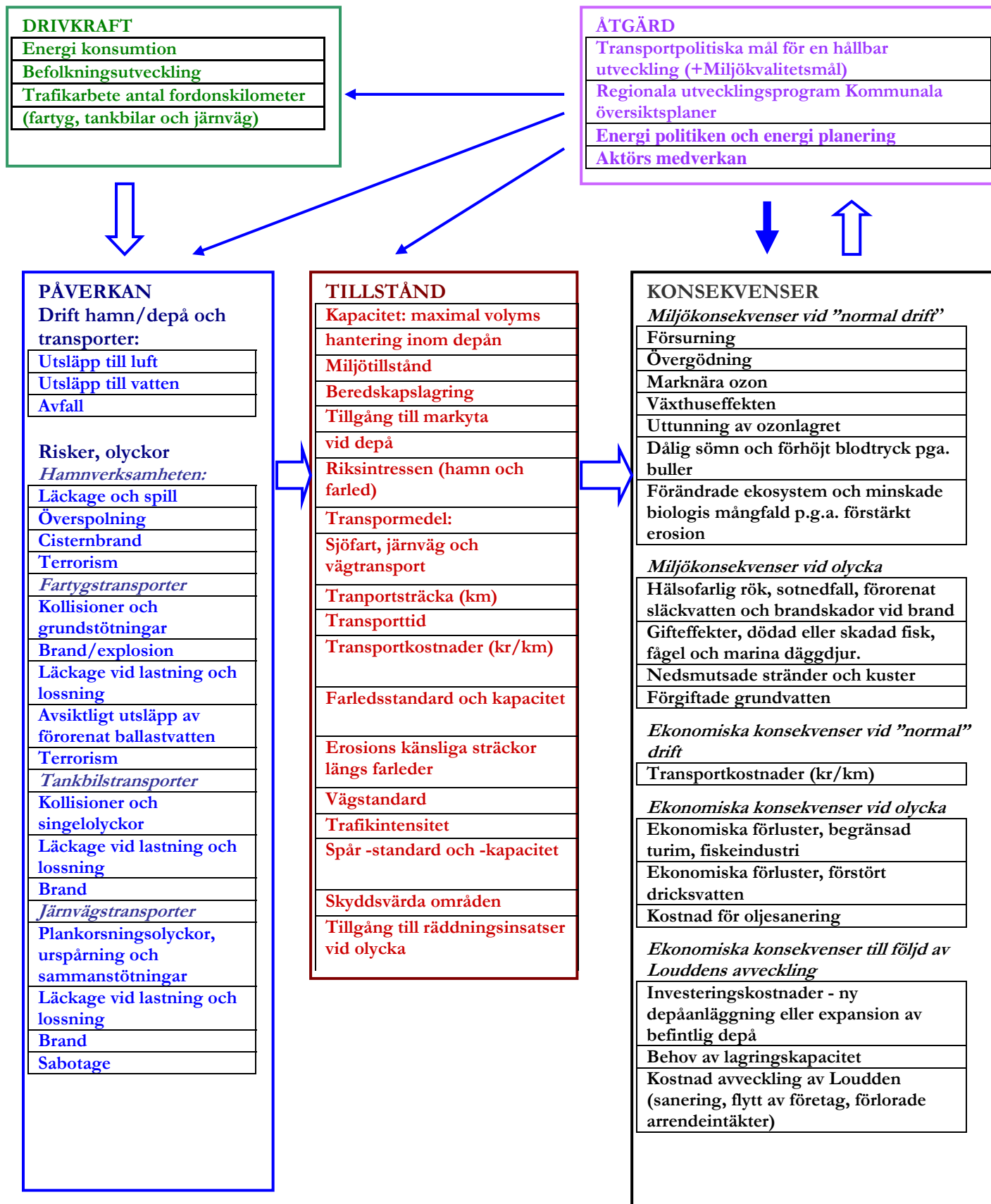
Begreppet transport innebär dels förflyttning av gods med transportmedel (lastbil, tåg, flyg och fartyg) men också lastning, lossning och viss förvaring. Stockholm är en stor region där 40 % av all bensin och diesel förbrukas i de centrala delarna och resterande förbrukning är relativt jämnt fördelat mellan norra och södra Stockholmsregionen (Transek 2005 Etapp I). I flera utredningar finns förslag om att oljan ska tas in via olika hamnar som är lokaliserade både i norra och södra regionen, för att undvika transporter genom stan ((Transek 2005 Etapp I, Malmsten 2005). Enligt enkätundersökningen finns det ett tydligt stöd bland aktörerna för en hamnstruktur med flera hamnalternativ som är lokaliserade både i norr och söder.

De produkter som vid en avveckling av Loudden måste fördelas mellan hamndepåerna är:

- Bensin
- Diesel/FAME
- Eldningsolja

Beroende på hur efterfrågan av produkterna och produktvolymerna omfördelas mellan hamnarna erhålls olika transportmönster. Flera av hamnalternativen är belägna relativt långt från Stockholm. Enligt beräkningar kommer trafikarbetet (fordonskilometer) att öka med 25% vid en nedläggning av Loudden (Transek 2006 Etapp III). Det bör dock noteras att det ökade trafikarbetet utgår ifrån att verksamheten vid Bergs oljehamn finns kvar. Även diskussioner om en avveckling av Bergs oljehamn pågår och år 2019 löper Satoils tomträttsavtal med Nacka kommun ut. Skulle en avveckling av Bergs oljehamn bli aktuell tyder scenarioräkningar enligt Louddensgruppens slutrapport på ett ökat trafikarbete med 230%.

Figur 2: Översikt över indikatorerna i DSPIR-modellen



7.3.3 Påverkan (P)

Fartygen ankommer till hamnbassängen och lägger till vid kajerna. Från fartygen pumpas produkterna genom ledningar till depåer, pumpningen kan ske med hamnens egna pumpar eller pumpar som finns på fartygen. Depåerna är placerade inom ett särskilt område med cisterner där petroleumprodukterna lagras. Cisternerna är utformade efter vilken typ av produkt som ska lagras och en del hamnar användes sig av bergsrum för att lagra produkterna.

Oljan fraktas från hamnen med tankbilar eller järnvägsvagnar. I vissa hamnar kan det finnas rörledningar dragna direkt till raffinaderier. Långa eller korta transporter innebär olika konsekvenser, t.ex. mängden emissioner till luft och vatten, trängsel på vägarna, transportkostnader, olika typer av risker beroende på vägval.

Utsläpp till luft

P = Utsläpp till luft
(Kvävedioxid, kvänoxider, VOC, svaveldioxid och partiklar (PM10))

Hamnar/depåer

I oljehamnen uppstår utsläpp av flyktiga kolväten till luften från bensinen när den pumpas och till cisterner och bergsrum. I Sverige är hanteringskedjan sluten och de cisterner som används för att lagra bensin har ett flytande tak för att minimera utsläppen (SPI 2001). Depåer som hanterar mer än 5000 m³ bensin om året är anslutna till gasåtervinningsanläggningar. Olika mätmetoder och dataprogram har tagits fram för att det skall gå att beräkna hur stora kolvätemissionerna som uppstår från cisterner och tankbilsutlastningar. Mätningar som har genomförts i Göteborgshamn har uppvisats vara fyra gånger högre än vad de teoretiska beräkningarna visade (SPI 2001). I oljehamnar förekommer även andra utsläpp till luft från fordon och lasthanteringsutrustning (Länsstyrelse Stockholm APM 16:2005).

Sjötransporter

Fartyg avger emissioner till luften i form av svaveloxider, kväveoxider, koldioxid och partiklar. Emissionerna genereras från huvud- och hjälpmaskineriets motorer som drivs med diesel och tjockolja. Genom att byta ut tjockoljan mot en mera lågsavlig bunkerolja kan emissionerna minskas. Emissioner kan även minskas genom att tillämpa olika motortekniska åtgärder eller genom att behandla avgaserna. Det är fartygens hastighet och bränsleanvändning som påverkar hur stora utsläppen till luft blir. Indirekt medverkar farledernas egenskaper i form av sikt och sträcka hur stora luftemissioner fartygen avger. Emissioner avges även från fartygen när de ligger vid kaj (Naturvårdsverket 2003). I en del hamnar kan fartygen erhålla elkraftsförsörjning och på så sätt elimineras emissionerna från fartygens hjälpmaskiner under liggtiden. I 25 hamnar i Sverige tillämpas miljödifferenterade hamnavgifter, fartyg som släpper ut mindre får betala mindre i hamnavgift (SSPA 2000).

Väg och järnvägstransporter

Vid transport av olja med tankbil, avgår emissioner till luften från tankbilen under transporten och när oljan pumpas till och från tankbilen. Beroende på tankbilens årsmodell och transportvolym varierar utsläppen. I strukturer där både lastbil och järnväg används i samma transportled måste utsläppen som uppstår vid omlastning beaktas.

Nästan alla godstransporter som sker med tåg i dag görs med eldrivna tåg (Flodström & Sjödin 2005). I Loudengruppens slutrapport Etapp III som presenterades nyligen antogs att

tågen drivs på el baserad på 100% vattenkraft. Eldrivna tåg kan avge partiklar från bromsar, hjul, kontaktledningar och strömvtagare. Enligt Banverket är höga partikelhalter i utomhusluft inte ett problem däremot kan partiklarna vara skadliga i miljöer där luftomsättningen är för låg (Banverket 2003).

Utsläpp till vatten

P = Utsläpp till vatten (spill och läckage av olja)

Spill kan uppkomma på flera olika platser inom en hamnverksamhet, tex. vid cisternventiler, ventilbatterier, pumpar, lastramper för bil och järnväg och kajer. Där spill förekommer ofta inrättas olika typer av spillskydd, ytorna är hårdjorda och det förorenade vattnet samlas upp och förs till ett separat avloppssystem. Systemet är utrustat med olika reningssteg och oljeavskiljare. I en del hamnar går det renade avloppsvattnet direkt ut i recipienten och i vissa hamnar avgår det renade vattnet till det kommunala avloppssystemet. Dagvatten från hårdgjorda ytor och kajer passerar dagvattenbrunnar innan det går ut till recipienten. Förorenat vatten uppstår även vid lagring av olja i bergrum. I oinklädda bergrum som lagrar oljeprodukter under grundvattenytan kan läckage vatten utgöra 20% av bergrummets volym årligen (Naturvårdsverket 2003).

Avfall

P = Avfall (slam och jord förorenat av olja)

Det avfall som främst uppstår i en oljehamn är farligt avfall i form av oljeslam från oljeavskiljare, cisternrengöringsrester, oljeförorenade jordmassor, maskinrumsavfall från fartyg, tankspolvatten och ballastvatten (SPI 2001).

Risker och olyckor

Hamnar/depåer

P = Läckage och spill

P = Överspolning

P = Cisternbrand

P = Terrorism

I hamnarna är risker främst förknippade till hantering av produkterna (i vårt fall bensin, diesel och eldningsolja). Spill och utsläpp till mark och sediment skall inte ske vid normal drift. Sker dock ett haveri ska det finnas spillkärl för att samla upp det som läckt ut. Cisterner som är till för lagring av bensin skall vara invallade för att inte brand ska kunna sprida sig om en olycka inträffar. De cisterner som förvarar fotogen, diesel och eldningsolja behöver inte vallas in men är ofta placerade i en fördjupning. Alla cisterner har även någon form av överfyllnadslarm för att minimera spill om överspolning inträffar (SPI 2001).

Produkterna som hanteras vid oljedepåer klassas som mycket brandfarliga eller mindre brandfarliga och kan antändas vid läckage i kontakt med öppen låga eller efter spridning till följd av avdunstning och förångning. Bränder inom depåer kan variera från små vätskebränder till omfattande cisternbränder. Den främsta orsaken till bränder i cisterner med flytande tak är åsknedslag (SRV 2000). Vissa hamnar och depåer utgör delar av större industriområden där andra verksamheter bedrivs som kan vara kopplade till olika typer av

risker. Det är därför viktigt att känna till hur verksamheterna inom hela industriområden kan påverka varandra vid t.ex. läckage och bränder. Inom hamnar inträffar även olyckor till följd av kollision mellan arbetsfordon, fartyg som sliter sig från förtöjningar, kollisioner mellan fartyg och kaj samt brott på slangar vid pumpning av oljeprodukterna.

Ytterligare en riskfaktor är terrorism. EG har antagit ett direktiv om ökat hamnskydd (Direktiv 2005/65/EG) för att skydda hamnar i sin helhet och senast den 15 juni 2007 ska direktivet vara genomfört. Det ska utföras hamnskyddsbedömningar och skyddsplaner ska upprättas. Syftet med direktivet att hela hamnområdet ska omfattas av skyddssystemet, t.ex. kan terroristattacker mot hamnar innebära att transportsystem störs ut och allvarliga skador på industri verksamhet och människor inom området och i närheten (Transportgruppen 2007).

Sjötransporter

P = Kollisioner och grundstötningar

P = Brand/explosion

P = Läckage vid lastning och lossning

P = Avsiktligt utsläpp av förorenat ballastvatten

P = Terrorism t.ex. sprängattentat

Operationella utsläpp kallas de utsläpp som uppkommer under normal drift och de kan bestå av förorenat ballastvatten, sköljvatten från rengöring av tankar, slaggvatten och länsvatten från maskinrum samt kölar och oljerester. Storleken på operationella utsläpp varierar från små utsläpp till stora utsläpp som kan bestå av tiotals ton olja (SSPA 2002, Fejes & Lindgren 2003). Större olyckor som innebär stora utsläpp inträffar framförallt vid grundstötning och kollisioner. I Östersjöområdet är grundstötningar vanligast och därefter fartygskollisioner (Fejes & Lindgren 2003). Vid kollision är skadorna ofta begränsade till ett par tankar, vid grundstötningar däremot blir skadorna större.

Terrorism förekommer även inom sjöfartstrafiken. T ex har terrorattentat utförts genom att kapa kryssningsfartyg för att sedan kollidera med tankfartyg.

Vägtransporter

P = Kollisioner och singelolyckor

P = Läckage vid lastning och lossning

P = Brand

Merparten av de olyckor som inträffar vid vägtransporter av farligt gods i Sverige går ut över vår naturmiljö och vattenresurser, konsekvenser är ofta mycket allvarliga men dödsfall är ovanligt (Envall 1998). De flesta olyckor är singel olyckor som sker i landsbygdsmiljö, längs med raksträckor under dagsljus. Anledningarna till att olyckor inträffar kan vara att vägens bärighet inte är tillräcklig för tunga fordon, hög ingångshastighet vid korsning som leder till att hela transportern välter eller s.k. ”skvalpningseffekt” vägen lutar och godset i tanken sätts i rörelse och transporten välter (Envall 1998).

Järnvägstransporter

P = Plankorsningsolyckor, urspårning och sammanstötningar

P = Läckage vid lastning och lossning

P = Brand

P = Sabotage

Järnvägsolyckor kan uppstå på olika sätt t.ex. plankorsningsolyckor, sabotage eller urspårning. Generellt anses järnvägstransporter vara säkrare än vägtransporter (SRV 1997). Dödsfall till följd av olyckor vid transport av farligt gods med järnväg är ovanligt och i Sverige har endast ett dödsfall inträffat (SRV 1997). VTI lät på uppdrag från SPI (Svenska petroleum institutet) göra en riskberäkning avseendet transporter av petroleum på väg och järnväg (Björketun et al 2001). I riskberäkningen jämfördes vägsträckan Loudden-Upplands Väsby via Valhallavägen med tågtransport från Gävle (Fredrikskans)- Rosersberg söder om Märsta. Roserseberg är ett av de alternativ som har presenterats som en lämplig plats för en inlandsdepå för olja vid en avveckling av Loudden. Resultatet i riskberäkningen visade att ur risksynpunkt råder ingen stor skillnad mellan väg- och järnvägstransport.

7.3.4 Tillstånd (S)

Hamnar/depåer

S = Kapacitet: maximal volyms hantering inom depån

S = Miljötillstånd

S = Beredskapslagring

S = Tillgång till markyta

S = Riksintressen (hamn och farled)

S = Transpomedel: Sjöfart, järnväg och vägtransport

En depå som hanterar mer än 50.0000 ton olja, oljeprodukter eller andra kemikalier per år och hamnar, lastnings- eller lossningskajer som medger trafik med fartyg på mer än 1-350 ton klassas som miljöfarlig verksamhet, anläggningstyp B. Vilket innebär att det krävs tillstånd för att anlägga och bedriva verksamheten. Tillstånd krävs dessutom när verksamheten förändras, ändringar kan vara t.ex. utbyggnad av hamnen, godsmängder/trafiken ökar, helt ny trafik till och från hamnen, nya typer av gods eller att en ny verksamhet startas inom hamnområdet. I förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (FMH) regleras vad som gäller vid tillstånd för miljöfarlig verksamhet (Naturvårdsverket 2003, 1993).

Vid avveckling av Loudden måste hänsyn tas till hamnalternativens miljötillstånd vid omfördelning av produktvolymerna. Miljötillstånden och kapaciteten vid depåerna varierar, flera depåer har redan ansökt om att få utöka sina tillståndsvolymer. Dessutom har ett par helt nya depåalternativ presenterats och möjligheten till expansion inom befintliga hamnar diskuterats. Förutom behovet av depåer som kan hantera den kontinuerliga efterfrågan av olja finns det en lag i Sverige om beredskapslagring. Lagen säger att lagret av petroleumprodukter ska räcka för minst 90 dagars förbrukning. Lagret av petroleumprodukter behöver inte vara lokaliserad på ett och samma ställe men det måste vara lättillgängligt (Transek 2006 Etapp III).

En depå som hanterar cirka 500.000 m³ per år och försörjs via järnväg kräver en yta på ca 310x250 m, en depå som försörjs med tankfartyg kräver en yta på ca 240x220 m (Transek 2006 Etapp III).

För att kunna avveckla och omlokalisera Louddens verksamhet till andra hamnar måste riksintresset Loudden omprövas. Områden som är av riksintresse ska skyddas mot åtgärder som kan försvåra tillkomsten eller utnyttjandet av anläggningarna. Det är Sjöfartsverket som pekar ut vilka allmänna hamnar och farleder som är av riksintresse för sjöfarten. Stockholms hamnar är förklarade som riksintresse och i det riksintresset ingår Loudden. För att kunna ompröva ett riksintresse krävs att verksamheten kan omlokaliseras och att den nya

lokaliseringen har tillståndsprovats och kommit tillstånd (Länsstyrelsen Stockholm APM 2005:17).

Förutom miljötillstånd, tillgång till markyta för eventuell expansion och omprövning av Loudden som riksintresse krävs goda transpormöjligheter till och från den eller de hamnar som tar över efter Loudden. För att sedan eventuellt kunna bygga bostäder på Loudden där hamn och depåverksamhet bedrivits kan det krävas miljötillstånd för att riva kajer, pিরer och miljötillstånd för sanering av området samt avveckling av bergrum (Transek 2006 Etapp III).

Sjötransporter

S = Farledsstandard och kapacitet

S = Transportsträcka (km)

S = Transporttid

En farleds utformning och tillgång till kajplats vid ankomst begränsar hur stora fartyg som kan trafikera hamnarna och vilka volymer som kan levereras. I Gävle har t.ex. en samhällsekonomisk studie av en ny farled till Gävle genomförts. Studien visar på ett ökat behov av kajplats med djup för bulk- och tankfartyg om hamnen i framtiden ska kunna ta emot större volymer (Lloyd's Register 2005).

Sjöfartsverket utformar olika regler för vilka fartygstyper som får trafikera farlederna beroende på farledernas djup, bredd och sikt (Länsstyrelsen Stockholm APM 16:2005). Även organisationen PIANC (Permanent International Association of Navigational Congress) utarbetar internationella farledsrekommendationer för att upprätthålla säker navigering, t.ex. ska farleden vara två gånger bredare än fartyget (Lloyd's Register 2005). Ledgångsdjupet i en farled anger hur djupt fartyg som trafikerar leden får gå. För att minska stranderosion och risken för kollisioner och grundstötningar samt mildra konsekvenserna vid grundstötningar är farlederna hastighetsbegränsade. Begränsade hastigheter, innebär dock att transporten tar längre tid och att fartygens driftvinkel ökar och därmed manövreringen när det råder hårda vindar (Länsstyrelsen Stockholm APM 16:2005). I farleder där det råder begränsade manövreringsutrymmen finns det alltid risk för att kollisioner och grundstötningar ska inträffa. Även förhöjd trafikintensitet i en farled kan innebära ökad risk för kollisioner och grundstötningar. Ju längre en farled är och ju fler krökar, grund, mötesförbud och smala passager det finns desto fler fartygstimmar och därmed större risk för kollision och grundstötningar. Yttre miljöförhållanden som t.ex. mörker, starka vindar och isbildningar innebär också en ökad risk för olyckor (Forsman 1997).

Fartyg kan vara enkelskroviga eller dubbelskrovade. För enkelskroviga tankfartyg gäller andra mått i farleder än för dubbelskrovade. Inom EU är det förbjudet att transportera tung eldningsolja med enkelt skrov. Svensk oljeindustrin använder sig av dubbelskrov och separerade ballastankar. För oljetankfartyg som trafikerar Mälaren som förser Stockholm med dricksvatten finns särskilda bestämmelser som avser dubbelbotten och vingtankar (Transek 2005 Etapp II, SSPA 2002).

Tankbilstransporter

S = Vägstandard

S = Trafikintensitet

S = Transportsträcka (km)

S = Transporttid

Vid kartläggning av vägar för säkrare transporter bör transporter genom tunnlar och broar kartläggas, vilka vägar som är rekommenderade för farligt godstransporter, och på vilka vägsträckor det råder intensiv trafik.

Järnvägstransporter

S = Spår -standard och -kapacitet

S = Transportsträcka (km)

S = Transporttid

Vid transporter av farligt gods bör järnvägen hålla en viss standard. Finns det många plankorsningar? Går godstransporten genom många tunnlar och slutna utrymmen? Hur kan angränsande trafik i form vägar och järnvägar påverkas om en olycka inträffar och ska olika typer av gods transporteras i samma tågsätt (SRV 1997)?

En viktig förutsättning för att kunna frakta olja på järnväg är att det finns tillräckligt med spårkapacitet. I fallet Loudden där ett av alternativen innebär att transportera olja mellan Gävle Hamn och en inlandsdepå med tåg har spårkapaciteten diskuterats och enligt Gävle hamn ska kapaciteten vara tillräcklig (Transek 2006 Etapp III).

Skyddsvärda områden

S = Skyddsvärda områden

S = Tillgång till räddningsinsatser vid olycka

S = Typ av industrier i angränsning till hamnar och depåer

Det är viktigt att skyddsobjekt och känsliga områden som finns i angränsning till aktuella hamnar/depåer, farleder, vägar och järnvägar kartläggas för att få en uppfattning om hur känslig närmiljön är vid normal drift och vilka konsekvenser en olycka skulle kunna få för närmiljön. Känsligheten hos den recipient som nås av ett oljeutsläpp eller andra störningar som t.ex. buller, erosion eller emissioner varierar mellan olika platser. Dessutom varierar spridningsförutsättningar om ett oljespill inträffar mellan olika platser.

Exempel på skyddsvärda objekt och känsliga områden:

- Bostäder samt andra befolkningstäta platser/verksamheter (t.ex. skolor och sjukhus).
- Mark- och vattenområden som finns beskrivna i de kommunala översiktsplanerna
- Riksintressen
- Natura 2000-områden
- Nationalparker
- Naturvårdsområden
- Naturminnen
- Djur – och växtskyddsområden
- Biotopskyddsområden
- Naturvårdsavtal
- Ramsarområden – Våtmarker
- Grundvattentäkter och ytvatten
- Kulturresevat
- Naturresevat

Det finns olika sätt att värdera vilka skyddsområden som är mycket viktiga och mindre viktiga. Ett sätt att gå tillväga är att utforma risktabeller (Wallblom 2006).

Buller kan upplevas som mycket störande för närmiljön i vissa områden och genereras både från fartygen, driften i hamnen och transporter med tåg och tankbilar. Bullerljud kan vara lågfrekventa och högfrekventa, det är lågfrekvent buller som är mest störande och svårast att skärma av och dämpa (Länsstyrelsen Stockholm APM 16:2005, Naturvårdsverket 2003).

I hamnar och depåer kan verksamheten ge upphov till buller som stör bostäder och rekreationsområden i närmiljön. Riktvärden för buller från hamnverksamheter anges av Naturvårdsverkets riktvärden för industribuller (RR 1978:5). Riktlinjerna är lägre satta för nyetablerade verksamheter. Sjötrafikens bullerljud uppstår vid lastning och lossning, när fartygen ligger stilla invid kaj och vid passage i farleder. Lågfrekvent buller genereras från fartygens fläktar och framdrivningsmaskiner. Störande ljud kan även genereras från fartygsskrovens vibrationer och signaler (Länsstyrelsen Stockholm APM 16:2005). Riksdagen har i proposition 1996/97:53 antagit riktvärden för buller som uppkommer för väg-, spår, och flygtrafik. Däremot finns inga angivna värden för sjötrafik, därför användes t.ex. Naturvårdsverkets riktvärden för trafikbuller när farleden vid Värmdö Garpen skulle uppdateras (SSPA 2006).

I de svenska miljömålen finns det ett nationellt delmål som säger (Sveriges miljömål 2007): "Buller och andra störningar från båttrafik ska vara försumbara inom särskilt känsliga och utpekade skärgårds- och kustområden senast år 2010."

Beroende på avståndet mellan farleden och omgivning i form av landskap, natur, kultur och bebyggelse får buller ljud från fartyg olika konsekvenser. Desto närmare fartygen passerar bebyggelser desto mer störande är det. För att riktvärdena för buller från fartyg inte ska överskridas i en farled måste de passera ca 225 m från land, detta avser främst RoRo- och passagerarfartyg. För lastfartyg måste avståndet vara ännu lägre eftersom de har en ljudnivå som ligger på ca 5 db högre än övriga fartyg (Länsstyrelsen Stockholm APM 16:2005).

Precis som nämnts ovan anges i Riksdagens proposition 1996/97:53 riktvärden för buller som uppkommer för väg-, spår, och flygtrafik. Buller från tågtrafik uppkommer främst från kontaktytan mellan hjul och räls.

Sjötrafik, hamnanläggningar och landtransporter kan även upplevas som visuellt störande i vissa områden. Beroende på hur stora hamnanläggningen är i egenskap av byggnader, magasin, maskiner och fartyg vid kajerna kan de upplevas som visuellt störande för landskapsbilden. Att värdera hur virtuellt störande hamnar och dess transporter upplevs är svårt. En del människor anser att sjöfart är en del av skärgården och ofta beskrivs transporter som störande p.g.a. utsläppen till luft, störande bullerljud och olika risker (Naturvårdsverket 2003).

Sjötrafik kan även ge upphov till erosion i vissa områden som utgörs av en viss typ av ständer, kuster, havsbottnar. Erosion kan även vara naturlig men genereras av fartyg på grund av fartygets hastighet, skrovform, ständers lutning samt farledens egenskap i form av bredd, djup och botten (SSPA 2000).

Förutom att kartlägga skyddsvärda objekt och känsliga områden är det viktigt att se över vilka förutsättningar det finns till att organisera räddningsinsatser om en olycka inträffar och vilken tillgång det finns till rätt utrustning. För hamnar och depåer bör även eventuella industrier som är belägna inom samma industriområde kartläggas.

7.3.5 Konsekvenser (I)

Miljökonsekvenser vid ”normal” drift

I = Försurning

I = Övergödning

I = Marknära ozon

I = Växthuseffekten

I = Uttunning av ozonlagret

I = Dålig sömn och förhöjt blodtryck p.g.a. buller

I = Förändrade ekosystem och minskade biologis mångfald p.g.a. förstärkt erosion

De effekter som uppstår till följd av utsläpp till luften från normal drift inom hamnverksamheten samt transporter med fartyg och tankbilar består av lokala effekter som påverkar hälsan, regionala effekter som bidrar till försurning, övergödning och marknära ozon samt global inverkan på växthuseffekten och uttunning av ozonlagret.

Både transporter och drift i hamnar/depåer genererar buller. Buller kan upplevas som allmänt störande för omgivningen men också leda till medicinska problem, t.ex. dålig sömn och förhöjt blodtryck (SIKA 2005).

I tidigare stycke beskrevs hur fartygen under drift kan förstärka erosion längs med havsbotten och stränder. Erosion innebär en rad olika konsekvenser, sand, lera och vegetationen spolats bort. Bottenerosion leder till att havsbotten förändras och organismer tvingas anpassas sig till den nya miljö eller försvinner. Förändrade ekosystem och minskad biologisk mångfald kan leda till att försämrade fiskeindustri, turism och friluftsliv. Stranderosion kan även leda till skador på privata tomter och hus (SSPA 2000).

Miljökonsekvenser vid olycka

I = Hälsosfarlig rök, sotnedfall, förorenat släckvatten och brandskador vid brand

I = Gifteffekter, dödad eller skadad fisk, fågel och marina däggdjur.

I = Nedsmutsade stränder och kuster

I = Förgiftade grundvatten

Brand

Vid olyckor som leder till brand inom depåverksamheten finns det risk för att både personer som vistas inom området och personer som är bosatta i närheten utsätts för hälsosfarlig rök och sotnedfall. Dessutom finns risk för spridningar av förorenat släckvatten.

Brand kan uppstå vid järnvägstransporter och tankbilstransporter om skador på tanken uppkommer som resulterar i läckage. Till följd läckaget kan pölbränder uppstå där värmestrålningen är stor och kan leda till svåra brännskador. Störst värmestrålning uppstår vid läckage till hårda ytor där pölen breder ut sig och får en stor yta (Envall 1998).

Utsläpp av olja

Större haverier eller läckage från hamnar kan leda till att olja sprids till vattendrag, sjöar och hav. Konsekvenserna varierar beroende på produktens egenskaper, volymen och de förhållandena som råder på platsen. Effekter kan vara både kortsiktiga och långsiktiga.

Utsläpp av olja till hav eller sjöar kan resultera i akuta gifteffekter t.ex. döda eller skadade plankton, ägg, yngel och vuxen fisk. På lång sikt kan viktiga områden för fiskars och skaldjurs födsel, lek och uppväxt skadas. Skador på fisk och deras fortsatta reproduktion innebär även ekonomiska förluster för fiskeindustrin. Även bottenlevande organismer kan skadas om oljan sprids längs med grunda kustvattenområden, vilket i sin tur påverkar skaldjur, fisk, fågel och marina däggdjur som lever på organismerna. Stränder och grunda kustområden tar väsentligt mycket längre tid att återhämta sig från oljeutsläpp än fria vattenmassor. Sjöfågel samt djur och växter längs med stränder drabbas hårt vid utsläpp av tjocka oljor som är klubbiga. Oljeutsläppet som sker under våren är det framförallt häckande fåglar och fiskyngel som drabbas, under vintern är det sjöfågel som drabbas hårdast (Forsman 1997).

Ett stort läckage av olja kan leda till att en hel vattentäkt slås ut. Som nämnts tidigare är järnvägstransporter generellt säkrare än vägtransporter, sker dock en olycka med en järnvägstransport finns det risk för att konsekvenserna blir betydligt större eftersom att det går att transportera större volymer med tåg.

Ekonomiska konsekvenser vid ”normal” drift

I = Transportkostnader (kr/km)

Vid val mellan olika hamnalternativ varierar transportavstånden och tillgången på transportmedel. Priset för olika transportmedel skiftar, t.ex. ligger priset för fartygstransport på ca 5 öre/tonkm inom Sverige och transporter med järnväg för helt fyllda resor i båda riktningarna ca 10 öre/tonkm (Lloyd's Register 2005) .

Ekonomiska konsekvenser vid olycka

I = Ekonomiska förluster, begränsad turism, fiskeindustri

I = Ekonomiska förluster, förstört dricksvatten

I = Kostnad för oljesanering

Utsläpp av stora mängder olja kan leda till att stränder smutsas ner så att inte rörligt friluftsliv och bad går att bedriva, vilket kan innebära stora ekonomiska förluster för t.ex. turismen. Oljeutsläpp som innebär att dricksvatten blir otjänligt är ytterligare ett exempel på en stor ekonomisk förlust. Förutom förlorade intäkter vid olyckor med olja kostar saneringen pengar (Forsman 1997).

Ekonomiska konsekvenser till följd av Louddens avveckling

I = Investeringskostnader - ny depåanläggning eller expansion av befintlig depå

I = Investeringar för beredskapslagring

I = Kostnad avveckling av Loudden (sanering, flytt av företag, förlorade arrendeintäkter)

Att anlägga nya depåer innebär stora investeringskostnader. I beräkningar som har gjorts ligger kostnaderna för att anlägga en depå som kan hantera 500,000 m³ per år på ca 300 milj. kr för en inlandsdepå och på ca 500 milj. kr för en hamndepå. Självklart skiljer sig kostnaderna från plats till plats, de angivna kostnaderna är ungefärliga för att få en uppfattning om vilka summor det rör sig om (Transek 2006 Etapp III).

Vid avveckling krävs inte bara depåer som kan hantera Stockholmsregionens efterfrågan av oljeprodukter utan även cisterner för beredskapslagring försvinner vid avveckling av Loudden vilket innebär ytterligare behov av investeringar.

En avveckling av Loudden innebär att marken vid Loudden friställs för annan typ av verksamhet. Loudden har precis som de flesta oljehamnar sedan långt tillbaka bedrivit verksamhet och det finns därför föroreningar i marken inom området. Så länge som verksamheten bedrivs och det inte finns risk för att föroreningarna sprids och förstör omgivningarna runt omkring krävs inte sanering (Transek 2006 Etapp III). Däremot måste sanering ske vid en avveckling. Även vid expansion av hamnar och depåer som kan innebära en spridning av föroreningarna måste sanering genomföras (Länsstyrelsen Stockholm APM 16:2005). Sanering av marken där Loudden är placerad kan först ske när all verksamhet som kan ge upphov till spill har upphört. De företag som bedrivit verksamhet inom Louddens hamnområde är ansvariga för att saneringen uppfyller de krav som ställs på mark för industriellt bruk (Transek 2006 Etapp III). För att marken skall kunna användas för bostadsbebyggelse krävs ytterligare sanering. Saneringen beräknas ta två år och kosta ca 200 MSEK (Transek 2006 Etapp III). Sanering och säkring av de oinklädda bergsrummen på Loudden är den mest riskfyllda och tidskrävande processen och beräknas ta ca 10 år och kosta ca 20-25 MSEK (Transek 2006 Etapp III). En utförligare studie av problemen kring saneringen av området på Loudden har utförts inom ramen för projektet (Larsson, Å 2007).

Innan rivning av byggnationer och sanering av området Loudden kan ske måste de företag som finns lokaliserade på Loudden flyttas. På Loudden finns tre stycken företag placerade som bedriver verksamheter kopplade till hantering av oljeprodukter, Petrolika AB, Univar AB, Reci Industri AB, dessutom ansvarar Stockholms hamn för olika gemensamma funktioner. En omlokalisering av företagen innebär omkostnader för själva flytten, förflyttning eller nyanställning av personal samt förlorade arrendeintäkter och hamnavgifter för Stockholms hamn.

7.3.6 Åtgärd (R)

Olika policymål kan beskrivas som ”Åtgärder” i DPSIR-modellen, för att styra hamnstrukturens utveckling. Det finns olika typer av policymål, sektoriella mål inom myndigheter och organisationer, regionala mål som tas fram av länsstyrelserna och lokala mål som fattas av kommuner.

En ny hamnstruktur för Stockholms oljeförsörjning innebär omlokalisering av oljeprodukter till olika befintliga eller ny hamnar/depåer och planering av transporter till och från hamnarna/depåerna. Det är därför viktigt att titta på de planer som finns inom berörda

regioner och kommuner som avser hamnverksamhet och den nationella transportpolitik som tagits fram i Sverige för att säkerställa långsiktig hållbar transportförsörjning.

Transportpolitiska mål

R = Transportpolitiska mål för en hållbar utveckling (R = Miljö kvalitetsmål)

Riksdagen beslutade 1998 ("Transportpolitik för en hållbar utveckling" prop. 1997/98:56) om ett övergripande mål för transportpolitiken i Sverige.

Övergripande mål:

"Att säkerställa en samhällsekonomiskt effektiv och långsiktig hållbar transportförsörjning för medborgarna och näringslivet i hela landet."

För att göra det övergripande transportpolitiska målet mera konkret har sex delmål tagits fram och några etappmål som anger olika steg att sträva efter. Sedan 1998 har de transportpolitiska målen kompletterats med infrastrukturproposition 2001 (prop 2001/02:20) och år 2006 i mars presenterade regeringen ny proposition Moderna transporter prop. 2005/06:160. Den nya propositionen säger att de övergripande målen samt delmålen från tidigare proposition ska tillämpas dock med vissa justeringar. Den 30 maj 2006 godkände riksdagen regeringens förslag som avsåg ändringar av delmålen om god miljö och hållbar regional utveckling (Riksdagen 2006).

Delmål:

- Ett tillgängligt transportsystem, där transportsystemet utformas så att medborgarnas och näringslivets grundläggande transportbehov kan tillgodoses.
- En positiv regional utveckling: Transportsystemets utformning och funktion skall bidra till att uppnå målet för den regionala utvecklingspolitiken samt motverka nackdelar av långa transportavstånd.
- En hög transportkvalitet, där transportsystemets utformning och funktion medger en hög transportkvalitet för medborgarna och näringslivet.
- En säker trafik, där ingen dödas eller allvarligt skadas. Trafikens utformning och funktion skall anpassas till de krav som följer av detta.
- En god miljö: Transportsystemets utformning och funktion skall bidra till att miljö kvalitetsmålen uppnås.
- Ett jämställt transportsystem. Målet ska vara ett jämställt transportsystem, där transportsystemet är utformat så att det svarar mot både kvinnors och mäns transportbehov. Kvinnor och män ska ges samma möjligheter att påverka transportsystemets tillkomst, utformning och förvaltning och deras värderingar ska tillmätas samma vikt.

Den nya transportpolitiska propositionen innehåller även förslag om hur vissa hamnar bör prioriteras i förhållande till andra hamnar när det gäller statligt finansierad infrastruktur.

Dessutom vill man peka ut vilka kombiterminaler som ska ingå i ett strategiskt nät. Genom att peka ut kombiterminaler och hamnar ska intermodala transporter främjas.

I juni 2006 utsåg regeringen en förhandlare som ska ge förslag till åtgärder för hur hamnars samlade infrastruktur och resurser ska utnyttjas bättre. Målet är att skapa en nationell hamnstrategi för Sverige där hamnar ska prioriteras när det gäller statligt finansiering. Banverket har fått i uppdrag att peka ut vilka kombiterminaler som ska ingå i det strategiska nätet (RUFSS 2007).

Regional planering

R = Regionala utvecklingsprogram RUP

Alla län i Sverige har blivit ålagda att utarbeta egna regionala utvecklingsprogram, RUP. Utvecklings programmen är en form av paraplydokument och kan om de bearbeta användas som regionala strategier för hållbar utveckling. Olika läns RUPar ser mycket olika ut. T ex benämns Stockholms läns regionala utvecklingsprogram RUFSS 2001. År 2006 aktualitetsprövades RUFSS 2001 bland annat betonades att ”frågor kring hamnstrukturen i Stockholmsregionen och östra Mellansverige behöver behandlas i den fortsatta planeringen men inriktning mot en långsiktig strategi för regionens hamnar” (RUFSS 2006). För närvarande pågår ett arbete med att utarbeta en ny RUFSS som ska ersätta RUFSS 2001 (RUFSS 2007).

Kommunal planering

R = Kommunala översiktsplaner ÖP

Alla kommuner i Sverige måste ha en egen översiktsplan (ÖP), i översiktsplanen ska det framgå hur mark- och vattenområden ska användas i kommunen. För en omlokalisering av Loudden verksamhet till andra hamnkommuner måste hänsyn tas till det som finns skriver i de kommunala översiktsplanerna. T.ex. står det i Nackas översiktsplan att det finns planer på att omvandla området som används för Bergs oljehamn till bostads- och verksamhetsområde när arrendet löper ut år 2019 (Nacka kommun kommunfullmäktige 2002).

Södertäljes översiktsplan beskriver att det eventuellt kan uppstå en konflikt mellan utökad oljehantering vid en avveckling av Loudden och bostadsplanering i Södertälje. I ÖP föreslås att det bör planeras 300 nya bostäder i Utahammen i Södertälje och att dagens verksamhet successivt bör minska. En utökad oljehantering i oljehamnen bör vägas mot eventuella kvalitetsförsämringar för nya bostäder i Utahammen (Södertälje kommun Kommunfullmäktige 2004).

Stockholms översiktsplan antogs av kommunfullmäktige 1999 (Stockholms Stad 1999) och i översiktsplanen bennämns området Värtan - Frihamnen som ett stadsutvecklingsområde där Loudden utgör en del av området. I översiktsplanen beskrivs hela hamnens strategiska betydelse för Stockholm samtidigt som området är mycket attraktivt för en ny stadsbebyggelse. För att bereda för en framtida omvandling av hamnen står det i översiktsplanen att nyetablering av tyngre verksamhet bör förhindras.

R = Energi politik och energi planering

Avgörande för en framtida oljehamnstrukturs och verksamhet är politiska beslut som rör energikonsumtionen. Konsumtionen av fossila bränslen påverkas av befolkningstillväxten men med hjälp av politiska beslut försöker man reglera efterfrågan. För en hamnstruktur som

avser Stockholmsregionens oljeförsörjning är det därför viktigt att kartlägga vilka politiska beslut som påverkar Stockholms stad och Stockholms läns konsumtion av fossilbränslen.

På Stockholms miljöportal finns Stockholms stads lokala miljömål presenterade. Stockholm har sex stycken övergripande målområden. Ett av dem är miljöeffektiva transporter. Miljöeffektiva transporter innebär bland annat att eftersträva ett långsiktigt hållbart transportsystem och andelen förnyelsebara drivmedel ska öka (Stockholms miljöbarometer, 2006).

I Stockholms stads handlingsprogram mot växthusgaser är målsättningen att minska utsläppen av koldioxid. Stockholms stad har beslutat att år 2050 ska Stockholms stad vara en fossilbränslefri kommun (Stockholms handlingsprogram mot växthusgaser 2006).

Aktörers medverkan

R = Aktörs medverkan

Det är inte bara olika policymål som kan beskrivas som ”Åtgärder” i DPSIR-modellen. Olika aktörers medverkan och möjlighet att delta i planeringsprocessen är också en form av åtgärd som påverkar den framtida hamnstrukturen. För att beskriva aktörernas medverkan i planeringsprocessen och ta reda på vilka aktörer som medverkar i planeringen av en ny oljehamnstruktur för Stockholmsregionen och hur aktörerna själva anser att det fungerar och borde fungera genomfördes en enkätundersökning. Enkäten utformades som ett frågeformulär och begränsades till 24 stycken frågor, ordnade efter vilken typ av område de berörde, aktörer, faktorer, beslutet och framtiden.

Enkätundersökningen genomfördes bland tjänstemän/kvinnor (ej politiker) inom aktörsgrupperna, kommuner, länsstyrelser, hamnar, oljebolag, och intresseorganisationer och begränsades till länen Stockholm, Uppsala, Sörmland, Västmanland, Östergötland och Gävleborg.

Enkäten besvaras av ett 70 tal handläggare med tyngdpunkt från länsstyrelser och kommuner. Enligt aktörerna som deltagit i enkätundersökningen har framförallt, politiker, hamnbolagen och kommuner ett stort inflytande på planeringen av den framtida hamnstrukturen och de aktörsgrupper som de anser borde vara delaktiga i planeringen på regional nivå är främst kommuner, länsstyrelser och politiker. Aktörerna betonar att planeringen av hamnstrukturen sträcker sig utanför Stockholms län och borde vara av regional karaktär.

33 % av aktörerna vill att någon form av regionalt organ ska fatta beslut om hur om hur försörjningen av olja i Stockholmsregionens ska se ut efter att Loudden har avvecklats. 23% anser att de är politikerna som bär ansvaret för att en slutgiltig lösning nås och beslut fattas om hamnstrukturens utseende.

Enligt aktörerna ska den hamnstruktur som ersätter Loudden vara långsiktig och bestå av flera hamnar både i norr och söder. Gävle, Nynäshamn och Södertälje de hamnalternativ som flest anser ska ingå i hamnstrukturen. Vid planering av den nya hamnstrukturen bör hänsyn framförallt tas till transportmöjligheterna till och från hamnen, faktorer som rör miljö och risker ska prioriteras samt den regionala utvecklingen, var oljekonsumenterna är lokaliserade och hur efterfrågan av olja ser ut. I framtiden tror aktörerna att hamnars funktion kommer att förändras och import av andra bränslen kommer att ske via hamnarna. Den övervägande

majoriteten tror dock att Stockholmsregionens oljeförsörjning alltid kommer att vara en viktig fråga.

Referenser

Banverket 2005. *Miljö- Partikelspridning*.

http://www.banverket.se/templates/StandardTtH_11530.asp

Björketun, U., & Eriksson, J.R., & Hedström, R. 2001. *Riskberäkning avseende transport av petroleumprodukter på väg och järnväg*. Väg- och Transportforskningsinstitutet

Bosch, P., & Gabrielsen, P. 2003. *Environmental indicators: Typology and use in reporting*. European Environment Agency

Direktiv 2005/65/EG. Om ökat hemskydd

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2005:310:0028:0039:SV:PDF>

Envall, P. 1998. *Farligt gods på vägnätet – underlag för samhällsplanering*. Räddningsverket, Karlstad

Fejes, J., & Lindgren, C. 2003. *Miljömål inom sektorn "skydd mot olyckor": Minska antalet olje- och kemikalieutsläpp till havs och minska konsekvenserna av utsläppen* Miljöklassning av olyckstyper samt framtagning av delmål för åtgärder. IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Flodström, E., & Sjödin, Å. 2005. *Underlag för klassning av dieseldrivna järnvägsfordon – Slutrapport*. Svenska Miljöinstitutet

Forsman, B. 1997. *Oljan är lös Handbok i kommunalt oljeskydd*. Räddningsverket, Karlstad

Larsson, Å, Wennersten, R, 2007, Exploatering av Loudden för bebyggelse – En utredning om vad vi vet om riskerna kopplade till förorenad mark. TRITA-IM 2007:33

Larsson, A. 2004. *Indikatorer för miljö- och hållbarhetsmål- Om konsten att mäta och utvärdera måluppfyllelse*. Svenska centrum för klimatpolitisk forskning

Lidquist, A. 2005. *Vilken soppa! En studie av processen bakom det politiska beslutet om avvecklingen av Loudden och frågan om den framtida oljeförsörjningen i regionen*. Kulturgeografiska institutionen, Stockholms universitet.

Lloyd's Register – Fairplay Research 2005. *Samhällsekonomisk studie av ny farled till Gävle*

Länsstyrelsen Stockholms län och Regionplane- och trafikkontoret 2006. *Hamnar*. http://www.ab.lst.se/templates/InformationPage_6694.asp

Länsstyrelsen Stockholms län och Regionplane- och trafikkontoret vid Stockholms läns landsting 2005. *Miljö- och riskfrågor i Stockholmsregionens hamnar*, APM 16:2005

Länsstyrelsen Stockholms län och Regionplane- och trafikkontoret vid Stockholms läns landsting 2005. *Hamnars roll i Stockholmsregionens energiförsörjning*, APM 15:2005

- Länsstyrelsen Stockholms län 2005. *Riksintresset Stockholms hamn*, Rapport 2005:17
- Malmsten, B. 2005. *Förslag till hamnstrategi för Stockholm. Att hamna rätt*.
- Nacka kommun kommunfullmäktige 2002. *Nacka översiktsplan 2002*, Uppdragskontorets Informationsteam, Nacka kommun
- Nationalencyklopedin (2006) *Hållbarutveckling*. www.ne.se
- Naturvårdsverket 1993. *Allmänna råd 93:7 Oljehamnar och oljedepåer*
- Naturvårdsverket 1999. *System med indikatorer för nationell uppföljning av miljökvalitetsmålen*, RAPPORT 5006, ISBN 91-620-5006-0.
- Naturvårdsverket 2002. *Internationella indikatorer - En översikt av det internationella arbetet med indikatorer för miljö och hållbar utveckling*, RAPPORT 5205, ISBN 91-620-5205-5.
- Naturvårdsverket 2003. *Handbok 2003:7 med allmänna råd - Hamnar*
- Naturvårdsverket 2006. *Miljöindikatorer*.
www.naturvardsverket.se/dokument/hallbar/indikat/indikat.htm
- Näringsdepartementet 2006. *Moderna transporter – skrift om den transportpolitiska propositionen 2005/06:160*. Regeringskansliet
- Regeringen 2007. *Hållbarutveckling*. www.regeringen.se/sb/d/1591
- Riksdagen 2005. *Trafikutskottets betänkande 2005/06:TU5 Moderna transporter*
<http://www.riksdagen.se/Webbnav/index.aspx?nid=3154&rm=2005/06&bet=TU5>
- Räddningsverket 2000. *Brandskydd i oljedepå rekommendation*. Karlstad
- Räddningsverket 1997. *Handbok för Riskanalys*
- RUFS 2001, *Aktualitetsrapport - Aktualitetsprövning av RUFS 2001*, Regionplane- och trafikkontoret
- RUFS 2007, Regionplane- och trafikkontoret 2007. *RUFS- Regional utvecklingsplan*.
<http://www.rtk.sll.se/verksamhet/RUFS/index.htm>
- Smeets, E. & Weterings, R. 1999. *Environmental indicators: Typology and overview*. European Environment Agency (In English)
- SIKA 2006. *Uppföljning av det transportpolitiska målet och dess delmål*. Rapport Nr 2006:2
- SIKA 2005. *Den samhällsekonomiska kalkylen, En introduktion för den nyfikne*. Rapport Nr 2005:5.

SSPA 2006. *Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) Ny farled – Horsstensleden* Projekt INMISJÖ – säkrare inseglingsleder till Stockholm ur ett miljö- och sjösäkerhetsperspektiv. Sjöfartsverket

SSPA 2002. *Riskbild för oljeutsläpp och oljepåslag*. Nr 2002 2862-2

SSPA 2000. *Inseglingslederna till Stockholm ur ett miljö och Sjösäkerhetsperspektiv*, Nr 2000 0494-15

Stockholms miljöprogram 2003. *På väg mot en hållbar utveckling*, Miljöutredning

Stockholms handlingsprogram mot växthusgaser 2006. *Stockholms mål*.
http://www.miljo.stockholm.se/ext/klimat/vaxthuseffekten/stock_mal.as

Stockholms miljöbarometer 2006. *Stockholms miljöprogram/Transporter*.
<http://www.miljobarometern.stockholm.se>

Stockholms Stad 2007. *Stadsplanering och Byggnad/ Frihamnen och Loudden*
<http://www.stockholm.se/Extern/Templates/Page.aspx?id=89231>

Stockholms Stad 1999. *Översiktsplan 1999 (ÖP1999)*
<http://www.sbk.stockholm.se/OPtext/index.htm>

SPI 2001. *Miljöpraxis för oljehamnar och oljedepåer*, Svenska Petroleum Institutet, Svenskt Oljehamnsforum, Stockholm

Sveriges miljömål 2007. *Hav i balans samt levande kust och skärgård*.
www.miljomal.nu

Södertälje kommun Kommunfullmäktige 2004. *Översiktsplan 2004 för Södertälje kommun*.

Transek 2005 Etapp I. *Stockholmsregionens framtida oljeförsörjning Etapp I - Inventering av nuvarande användning av oljeprodukter samt kartläggning av befintliga anläggningar och distributionssystem*.

Transek 2005 Etapp II. *Stockholmsregionens framtida oljeförsörjning Etapp II – Alternativ till Loudden*.

Transek 2006 Etapp III. *Stockholmsregionens framtida oljeförsörjning Etapp III – Slutrapport*.

Transportgruppen 2007. *Hamnskydd*.
<http://www.transportgruppen.se/templates/MultiMaster.aspx?id=31067>

Wallblom, P. 2006. *Metod för bedömning av miljöolycksrisker i Motala Kommun*. Industriell Ekologi, KTH, Stockholm.

8. Kurs för intressenter i konfliktlösning med fokus på riskaspekter i fysisk planering

Idén bakom kursen ”Konfliktlösning tillämpad på kustmanagement i Östersjöområdet” var att ge kursdeltagare förståelse för och möjlighet att uppleva konflikter mellan intressenter, samt att lära sig metoder för att lösa dessa. Konflikter som kursen behandlade var sådana som skulle kunna uppstå vid utbyggnad eller nybyggnad av hamnar. En annan ide var att studera hur deltagare hanterar riskaspekter i planeringsprocesser för kustnäraområden. Hur viktiga är riskaspekterna och vad är viktigast.

Kursen var upplagd kring en konstruerad fallstudie, som handlade om att placera en ny oljehamn mellan två länder, med hjälp av framtagna hållbarhetskriterier och ett rollspel som simulerade förhandlingar om status och agendan för en kommitté som skulle leda hamnen. Detta interaktiva sätt att undervisa gav deltagare chans att uppleva och fundera på hur komplex beslutsituationen är med en blandning av sociala, ekonomiska och miljöaspekter, samt bekanta sig med olika former av beslutsfattande. Interaktiv undervisning möjliggjorde också ett utbyte av erfarenheter och värderingar bland kursdeltagarna.

Kursen genomfördes under hösten 2006 med totalt 35 deltagare från COASTMAN projektet och andra inbjudna från diverse intressentgrupper; politiker, tjänsteman, studenter, och forskare från länderna kring Östersjön. Deltagarna träffades under två kurstillfällen i Riga och i Stockholm med tre månaders mellanrum. Mellan mötena användes kurshemsidan för att möjliggöra kontakter och för utbyte av kursmaterial.

Uppbyggnad av virtuella fallet

Det konstruerade fallet beskrev en situation där två grannländer ville bygga en ny oljehamn tillsammans. För att illustrera fallet användes en historiebeskrivning tillsammans med en karta. Beskrivningen av fallet var inte så detaljerad utan deltagarna kunde fylla in uppgifter som de tyckte var viktiga. Fallet användes under seminarierna på olika sätt. Under första mötena skulle man välja en plats för hamnen mellan fyra förslagna utifrån egna hållbarhetskriterier och en analys av konflikter som skulle kunna uppstå. Givna hamnar var valda så att det inte fanns ett tydligt bästa val mellan dem. Under andra mötet användes samma fall som underlag till rollspelet tillsammans med en rollbeskrivning.

Rollspel

Rollspelet simulerade förhandlingar i ett utskott, som skulle bestämma agendan och status för en planerad hamnkommitté. På dagordningen fanns en rad ämnen, exempelvis som att bestämma vem ska ingå i en hamnkommitté som ska bildas, vilka riktlinjer som kommittén ska styras av, vilket mandat kommittén ska ha etc. Kursdeltagarna tilldelades roller såsom medlemmar i ett utskott; politiker, entreprenörer, icke-statliga organisationer, representanter från lokala kommuner etc. Deltagarna fick en kort beskrivning om vad som den tilldelade rollen representerade och hur de skulle agera. Resten var öppet för dem att tolka sina roller utifrån dynamiken vid förhandlingarna.

Kurstillfälle

Första mötet i Riga inleddes med föreläsningar, som följdes av arbeten i grupper. Gruppmedlemmarna skulle först diskutera sina idéer kring hållbar utveckling (HU) som skulle följas med att man tog fram gemensamma indikatorer för HU. Indikatorerna användas senare för analys av fyra förslag på placering av en ny oljehamn. Vidare analyserades också möjliga

konflikter som en ny hamn kunde förorsaka. Gruppernas uppgift var att avgöra vilket hamnalternativ som skulle vara bäst utifrån analysen och komma med förslag på metoder och tillvägagångssätt för att ta beslut. Resultaten från grupparbetet presenterades under ett gemensamt möte i slutet av seminariet.

Andra mötet i Stockholm var upplagt kring ett rollspel. Rollspelet var baserat på det konstruerade fallet, som användes redan under mötet i Riga. Deltagare skulle spela förhandlingarna mellan olika intressenter om agendan kring den nya oljehamnen. Det fanns två grupper på ca 15 som spelade spelet med samma underlag. På slutet av seminariet presenterade grupperna resultat från förhandlingarna.

Resultat från möten i Riga; val av hamnplacering

Alla fem grupper kom fram till ett resultat; att hitta den bästa bland de fyra alternativen enligt förslagna metodiken. Ett intressant resultat var att grupperna kom till olika resultat trots att de använde samma metodik. Detta var en bekräftelse på att det virtuella fallet med fyra alternativ inte hade en optimal lösning. Att fallet inte var beskrivet så detaljerat vållade i början många frågor, men det uppmuntrade också deltagarna till diskussion och till att använda sina egna erfarenheter.

Det fanns problem med att enas om hållbar utveckling som vision som skulle innehålla tre kategorier; ekonomiska, sociala och miljömässiga. Diskussionen uppstod vid valet av kriterier för utvärdering av hamnlokalisering och om dessa kriterier skulle placeras under tre kategorier eller behandlas alla tillsammans. Kriteriet risk valdes både som en risk för olyckor och som risk för miljö. Risk som faktor för ekonomisk förlust framkom också med anknytning till fiskerinäring och turism.

Grupperna hade också olika tillvägagångssätt när de skulle jämföra förslagna placeringar utifrån framtagna kriterier. Vissa använde mera kvantitativa metoder genom att använda en skala mellan 1 och 5, som tilldelades olika placeringar enligt valda kriterier. Till slut summerades resultat för varje lokalisering och den med mest poäng valdes. Två grupper använde kompletterande kriterier så som Worst Case Scenarios och rättsliga principer.

Till slut kom grupperna med förslag på hur beslutsprocessen borde utformas. I slutet på mötet genomfördes en gemensam omröstning där alla tillsammans röstade på det bästa hamnalternativet.

Resultat från möten i Stockholm; rollspel

Fastän både grupperna arbetade med samma rollbeskrivning kom man till olika resultat. Detta resultat visar att olika aspekter och värderingar kommer fram vid förhandlingar som denna. Text skilde sig resultatet mellan grupperna i hur 'demokratiskt' det framtida utskottet skulle vara, vilket material som borde vara offentligt, vem som skulle ingå i hamnkommittén etc.

Sammanfattning

Om kursen

Det virtuella fallet och rollspelet, som användes i kursen, representerade inte en verklig situation men de representerar ändå konflikter som finns i verkligheten. Kurskonceptet fungerade tillfredställande och skulle kunna användas till ett lärande kring andra typer av konflikter inte enbart kopplade till kustzoner. Kursdeltagarna lärde sig om processer kring beslutsfattande och förhandlingsteknik. Kursen kan även anpassas till olika konfliktsituationer som inte har med hamnplanering att göra.

Om resultatet

Risk för olyckor och miljö framkom som viktiga faktorer som kan utlösa konflikter. Konflikter uppstår när visionen ska tillämpas på ett konkret fall i detta fall lokal planering inte i utformandet av de allmänna principerna för hållbar utveckling. Det framkom tydligt att intressenternas värderingar under diskussioner och förhandlingar påverkade prioriteringar, beskrivning och förståelse av lokala och regionala konflikter.

Kursen siktade på att visualisera olikheter mellan intressenter i värderingar och idéer, exempelvis marknadens och demokratins roll. Tanken med kursen var att uppmärksamma dessa skillnader och med detta bidra till att förstå varandra bättre och med detta lindra möjliga framtida konflikter i Östersjöområdet.

Referenser

Henriksen, T. 2004. *On the transmutation of educational role-play, a critical reframing to the role-play on order to meet the educational demands*. Helsinki, Finland. Knudepunkt, SF. (Preceding papers for Knudepunkt), Beyond Role and Play.

Kurshemsida: <http://www.webforum.com/pilotcourse>

9. Diskussion och slutsatser

I en demokrati måste vi acceptera att beslutsfattandet innefattar många deltagare, inte bara experter. Det är därför viktigt att i ett tidigt stadium kommunicera underlag för beslut på ett transparent sätt så att alla intressenter kan ta åt sig detta. I slutändan innebär alla beslut någon form av värdering, men det är viktigt ändå att beslutsfattare har tillgång till ett någorlunda heltäckande faktaunderlag. Vid fysisk planering så bör alla delar som har med hållbar samhällsplanering finnas med, sociala, ekonomiska och påverkan på människors hälsa och yttre miljö.

Risk är en faktor, som är en av de svåraste att kommunicera. Skälet till detta är att uppfattningar om risk är komplext sammansatta av fakta om risker och hur man upplever dessa risker. Lagstiftningen föreskriver att företag som hanterar över en viss mängd av brandfarliga, explosiva eller giftiga ämnen skall lämna in en säkerhetsrapport till myndigheterna. Säkerhetsrapporten skall också vara ett underlag för fysisk planering och insatser från Räddningstjänsten. Förutom säkerhetsrapporterna så utgör olika riskbedömningar av verksamheter även ett underlag för myndigheternas beräkning av tillsynsavgifter och tillsynsbehov.

COSTMAN-projektets svenska del, som beskrivs i denna rapport, har utgått ifrån en fallstudie kring Louddens oljeterminal i centrala Stockholm. Efter ett antal år av infekterade debatter så fattade Stockholms stad 1999 beslutet att inte förlänga kontrakten med oljebolagen på Loudden efter 2011. Viktiga faktorer för beslutet var riskerna med transporter av oljeprodukter genom staden och genom skärgården. En annan viktig faktor var Stockholms stads strategi för hållbar utveckling, där staden skulle förtätas mer än att spridas ut. Loudden var då ett lämpligt ställe att bygga nya bostäder och kontor. I samband med beslutet att lägga ner Louddens oljeterminal så sas ingenting om var en eventuell ny terminal skulle läggas. I fallstudien har vi även tagit med en ansökan om att i anslutning till terminalområdet bygga ett lager för flytande naturgas (LNG).

Skälet till att just Louddens oljeterminal valdes som fallstudie var att den visar på en komplex beslutssituation när det gäller fysisk planering och många intressekonflikter. Som ett underlag för planeringen behövs en mängd information som rör ekonomiska, sociala, och miljöpåverkande faktorer. Risk är bara en parameter i beslutet, men samtidigt en parameter som ansetts viktig av många intressenter och en som är svår att riktigt få grepp om. I projektet har vi fokuserat på hur risk beskrivs i de säkerhetsrapporter som företagen lämnat till myndigheterna. I säkerhetsrapporterna skall man både identifiera möjliga olycksscenarier och på något sätt värdera dem. Mycket som ett resultat av myndigheternas krav i föreskrifterna, och även handläggares hantering av ärenden, så tar företagen fram olycksscenarier baserat på någon form av semi-kvantitativt resonande. Man för i mångt och mycket ett riskbaserat resonemang i rapporterna, dvs ett resonemang som bygger på en uppskattning av såväl sannolikheter för de olycksscenarier man valt som konsekvenserna om de inträffar. Med samma resonemang har man oftast valt bort de värsta scenarierna (Worst Case Scenarios, WCS). Detta sker i samförstånd med handläggare på myndigheterna, men ofta uppstår osäkerhet och förvirring eftersom reglerna för hur man skall utföra riskbedömningar är oklara. Underlaget för sannolikhetsberäkningarna för olycksscenarier både vad beträffar fasta anläggningar som transporter måste också anses som mycket osäkert.

Samtidigt är det uppenbart att andra intressenter såsom Miljööverdomstol, politiker och allmänhet har ett mycket mer konsekvensbaserat resonemang. Man tittar mycket mer på tänkbara värsta fall och har en bristande tilltro eller förståelse för resonemangen om låga sannolikheter. Det är svårt att se hur denna metodik, med rimliga insatser, skulle kunna utvecklas för att bli mer tillförlitlig. Krav på mer utvecklade kvantitativa riskanalyser baserade på metoder som felträds- och händelseträdsanalys skulle säkert leda till att konsulter blev ännu mer involverade i utformningen av säkerhetsrapporterna. Rapporterna skulle bli ännu mindre av levande säkerhetsdokument i företagen.

Detta skapar en situation där det är mycket svårt att kommunicera resultatet av säkerhetsrapporterna till fysiska planerare och till allmänhet. Som ett resultat av projektet så har vi dragit slutsatsen att säkerhetsrapporterna måste utgå mer från värsta fallen (WCS). Dessa är enklare att kommunicera till beslutsfattare och Räddningstjänsten och kan utgöra ett underlag för ett resonemang hur olika passiva barriärer, skyddsavstånd och nödlägesplanering kan begränsa möjligheten att olyckorna inträffar och konsekvenserna om de inträffar. Den slutliga frågan om vi kan hantera dessa värsta fall måste kunna kommuniceras och förstås av de inblandade intressenterna. Det är också viktigt att resultat i säkerhetsrapporterna sammanfattas så att det kan förstås av alla berörda. Olika intressegrupper behöver oftast olika typer av information.

Slutsatsen som kan dras från analysen av säkerhetsrapporterna i detta projekt är att det är tveksamt om de egentligen uppfyller de centrala målen som formuleras i Sevesodirektivet nämligen att de skall skydda av befolkning och miljö mot möjliga stora olyckshändelser, samt vara ett underlag för riskkommunikation till alla berörda parter, en kommunikation som kan reducera konflikter och vara underlag för beslut i fysisk planering.

En rekommendation från projektet är att man bör fortsätta en diskussion mellan myndigheter, företag, konsulter och Räddningstjänsten hur man skulle kunna utveckla en mer konsekvensbaserad riskvärdering för såväl fasta installationer som transporter av farligt gods. Här kan vi dra lärdom från länderna i Nordamerika där man använder sig av ett väl definierat konsekvensbaserat Worst Case tillvägagångssätt. Också i Frankrike använder man sig av konsekvensbaserad riskbedömning. Allvariga olyckor, som tas fram i riskbedömningar där, är fördefinierade och dess urval baseras inte på dess sannolikheter. Huvudidén är om man kan handskas med det värsta som kan hända då kan man också handskas med mindre allvarliga.

Det behövs alltså en utveckling mot mera robusta och transparenta metoder för riskbedömning i samband med säkerhetsrapporterna. Det bör också finnas bra sammanfattningar, som kan användas av alla intressenter som deltar i beslut kring en långsiktigt hållbar fysisk samhällsplanering.

Risk är bara en parameter som skall bedömas vid fysisk planering. För att få en struktur för vad konsekvenserna kan bli med olika alternativ så behövs en mer heltäckande beskrivning. Denna bör omfatta många kriterier inom ramen för en hållbar samhällsutveckling. I detta projekt har vi utvecklat en metod baserat på DSPIR-modellen för att mer allsidigt väga in olika faktorer inom hållbar utveckling. Fördelen med denna modell är att man kan utgå från en mängd kriterier/indikatorer och sedan sortera ut de viktigaste genom diskussioner bland intressenterna. Indikatorerna kan sedan också användas för målstyrning.

Publikationer inom ramen för projektet

COASTMAN

Fidler, J. & Wennersten, R. & Brandt, N. & Larsson, Å., 2007. COASTMAN – Coastal Zone Management in the Baltic Sea Region. In *Proceedings of the 5th Study Conference on BALTEX*. Kuressaare, Saaremaa, Estonia 4 - 8 June 2007. International BALTEX Secretariat, 29, p. 81-82.

Filho, W. L. & Brandt, N. & Krahn, D. & Wennersten, R. eds., 2007. *Conflict Resolution in Coastal Zone Management*. Handbook.

Fallstudier

Fidler, J. & Brandt, N. & Wennersten, R. & Larsson, Å., 2007. The Swedish Case Study Loudden - A Controversial Harbour for Oil Products in Stockholm. In *Proceedings of the 5th Study Conference on BALTEX*. Kuressaare, Saaremaa, Estonia 4 - 8 June 2007. International BALTEX Secretariat, 29, p. 193.

Fidler, J. & Wennersten, R., 2007. What is a Worst Case Scenario for a potential accident and how can it be used in physical planning? In *Proceedings of the 12th International Symposium Loss Prevention and Safety Promotion in the Process Industries*. Edinburgh, Scotland 22 - 24 May 2007. IChemE, p.164 -165.

Fidler, J. & Wennersten R., 2007. Study of three Seveso II reports in Sweden. Are the results presented in the reports good enough? In *Proceedings of the 17th Nordic Research Conference on Safety*. Tampere, Finland 13-15 June 2007.

Fidler, J. & Wennersten, R., 2007. Risk assessment in the framework of sustainable development - the necessity of considering Worst Case Scenarios. In *Proceedings of the ISIE (International Society for Industrial Ecology) Conference 2007*. Toronto, Canada 17-20 June.

Larsson Å. & Wennersten, R., 2007. *Riskbedömning att bygga bostäder på Loudden – Del av COASTMAN*. M. Sc. Royal Institute of Technology (KTH).

Wennersten, R. & Fidler, J., 2007. Technology, Risk and SD. In *Proceedings of the ISIE (International Society for Industrial Ecology) Conference 2007*. Toronto, Canada 17-20 June. Abstract book, p. 202.

Pilotkursen

Brand, N. & Fidler, J. & Larsson Å., 2007. Education in Sustainable Conflict Resolution - Experiences and Objectives of the Coastal Zone Management Project. In *Proceedings of the 5th Study Conference on BALTEX*. Kuressaare, Saaremaa, Estonia 4 - 8 June 2007. International BALTEX Secretariat, 29, p. 192.

Brandt, N. & Fidler, J. & Wennersten, R. & Larsson Å., 2006. Pilot Course on Conflict Resolution applied to Coastal Zone Conflicts in the Baltic Sea Region – The Educational Part of the COASTMAN. In *Proceedings of the 2nd European Fair on Education for Sustainable Development*. Hamburg, Germany 13 September 2006.

Fidler, J. & Brandt, N. & Larsson, Å., 2007. The Pedagogical Ideas of the COATSMAN Pilot Course. In *Proceedings of the international scientific and practical conference Sustainability in Higher Education; problems and perspectives for development at the State Pedagogical University*. Minsk, Belarus 29-30 November 2007. Fidler, J. & Larsson Å., 2006. Pilot Course in Conflict Resolution; Education for Sustainable Development. In *Proceedings of the 2nd European Fair on Education for Sustainable Development*. Hamburg, Germany 13 September 2006.

Fidler, J. & Larsson Å., 2007. Pilot Course in Conflict Resolution; Education for Sustainable Development. In *Proceeding if the COASTMAN seminar*. St: Petersburg, Russia 29 February 2007.

Fidler, J., & Larsson, Å., & Brandt, N., 2007. Pilot Course in Conflict Resolution; Education for Sustainable Development. In *Proceedings of the International Advanced Research Workshop on Higher Education for Sustainable Development (HESD)*. Maribor, Slovenia March 29-30, 2007.

Examensarbeten

Aydin, H., 2007. *Risk Assessments Influence on Design of Apartment Blocks near by Transport Roads for Hazardous Goods in Stockholm County Administrative Board in the period 2000 – 2006*. M. Sc. Royal Institute of Technology (KTH).

Juneviciute, A., 2006. *Evaluation of Environmental Impact Assessment procedure for the coastal zone development in Lithuania and Sweden*. M. Sc. Royal Institute of Technology (KTH).

Larsson, Å., 2007. *Hållbar Utveckling vid Planering av Hamnstruktur för Stockholmsregionens Oljeförsörjning, Fallstudie Loudden*. M. Sc. Royal Institute of Technology (KTH).

Lefebvre, N., 2007. *Creation of a Risk Assessment Methodology*. M. Sc. Royal Institute of Technology (KTH).

Liovin, A., 2007. Systematization of international knowledge concerning ‘worst-case scenario’ approach. General guidelines for application of the approach in purposes of industrial safety. M. Sc. Royal Institute of Technology (KTH).

Skarzauskaite, J., 2006. *Evaluation of Environmental Impact Assessment procedure for the coastal zone development in Lithuania and Sweden*. M. Sc. Royal Institute of Technology (KTH).