

Riskvärdering

- metodik och erfarenheter

RAPPORT 5615 • OKTOBER 2006



Kunskapsprogrammet



Riskvärdering – metodik och erfarenheter

Författare:

Yvonne Andersson-Sköld, SGI□□

Jenny Norrman, SGI□

Karin Kockum, SGI□□

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 91-620- 5615-8.pdf

ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2006

Tryck: CM Digitaltryck AB

Omslagsbild: Christina Eberhardson, SGU (foto)
Yvonne Andersson-Sköld, SGI (illustration)

Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Den här rapporten redovisar projektet ”Riskvärdering – metodik och erfarenheter” som har genomförts inom Hållbar Sanering. Syftet med projektet har varit att kartlägga tillämpade metoder, internationella rekommendationer och erfarenheter av olika sätt att värdera risk vid efterbehandling av förorenad mark.

Projektledare har varit Yvonne Andersson-Sköld som även deltagit i arbetet tillsammans med Jenny Norrman och Karin Kockum, alla vid Statens geotekniska institut. Författarna vill rikta ett stort tack till alla som konkret och med sin stora kunskap bidragit till detta projekt i diskussioner samt för den tid de lagt på att svara på enkäten eller delta i intervjuer. Utan alla bidrag som getts projektet i form av delaktighet i diskussioner, svar på enkätfrågor samt intervjuer hade de resultat som beskrivs i denna rapport inte kunnat presenteras. Intervjuerna utgör en stor del av arbetet och flera personer har genom dessa ägnat projektet betydelsefull tid.

Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Britt Marie Drottz-Sjöberg vid Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.

Avsikten med projektet har varit att återge svar från intervjuer, diskussioner och enkäter så att de speglar de erfarenheter vi fångat under arbetet. Texten innefattar endast tolkningar som gjorts av författarna till denna rapport.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket november 2006

Innehåll

1 SAMMANFATTNING	7
2 SUMMARY	11
3 INTRODUKTION	14
3.1 Bakgrund	14
3.1.1 Risk	14
3.1.2 Värdering av risker	14
3.1.3 Riskuppfattning	15
3.2 Riskhanteringsprocessen generellt	16
3.2.1 Exempel på verksamheter som kräver riskvärdering	16
3.2.2 Kort om hantering av förorenad mark i Europa	18
3.3 Riskhanteringsprocessen för förorenade områden i Sverige	21
3.3.1 Riskvärdering enligt kvalitetsmanualen	22
3.3.2 Åtgärdsutredning enligt kvalitetsmanualen	22
3.4 Bedömningsnivåer för val av efterbehandlingsmetod	23
4 BESLUTSTÖDSVERKTYG VID RISKVÄRDERING	26
4.1 Miljö- och hälsoriskbedömningar (ERA)	27
4.1.1 Riskvärdering utifrån riskbedömning och acceptabel risk	29
4.1.2 Riskvärdering utifrån riskbedömning, acceptabel risk och kostnader	29
4.1.3 Exempel på programvaror för ERA	30
4.2 Kostnadsnyttoanalyser (CBA och CEA)	31
4.2.1 Exempel på cost benefit analyser inom miljövard	32
4.3 Ekonomisk värdering vid marksanering	33
4.3.1 Exempel på ekonomisk värdering vid marksanering	34
4.3.2 Exempel på andra verktyg för ekonomisk värdering för val av saneringsåtgärd	38
4.4 Livscykelanalyser (LCA)	38
4.4.1 Exempel på livscykelanalys	40
4.4.2 Exempel på programvaror för LCA	42
4.5 Multikriterieanalys/multiattribut (MCA/MAT)	42
4.5.1 Exempel på tillämpningar av MCA inom miljöprojekt	43
4.5.2 Exempel på programvaror för multikriterieanalys/multiattribut	44
4.6 Ytterligare beslutstödsverktyg med hänsyn till att belysa hälso- och miljöaspekter	45
4.6.1 Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)	46
4.6.2 Strategisk miljöbedömning (SMB)	46
4.6.3 Materialflödesanalyser (MFA)	46
4.6.4 Ekologiska fotavtryck (EF)	46
4.6.5 Positionsanalys (PA)	47

4.6.6	Exempel på programvaror för val av åtgärdsalternativ av förorenad mark	47
4.7	Osäkerheter	48
4.8	Etisk riskvärdering	49
5	ERFARENHETER AV RISKVÄRDERINGSPROCESSEN FÖR EFTERBEHANDLINGSPROJEKT I SVERIGE	50
5.1	Resultat av intervjuer	50
5.1.1	Utförande av riskvärdering	50
5.1.2	Arbetsmetodiken/arbetsgången i kvalitetsmanualen - fungerar den för utförande av en bra riskvärdering?	53
5.1.3	Vad bör ingå i riskvärderingen?	54
5.1.4	Vilken funktion fyller riskvärderingen idag och vilken borde den fylla?	56
5.1.5	Allmänna tankar om riskvärdering och riskvärderings-processen	56
5.1.6	Naturvårdsverkets syn på riskvärdering enligt kvalitets- manualen	58
5.2	Resultat av enkätsvar	59
5.2.1	Hur har arbetsmetodiken enligt NV:s kvalitetsmanual fungerat?	60
5.2.2	Behövs mer instruktioner eller underlag för själva risk-värderingen ?	60
5.2.3	Hur fungerar samarbetet mellan olika aktörer i riskvärderingsprocessen?	62
5.3	Sammanställning av slutsatser från diskussionstillfälle	63
5.3.1	Vad är skillnaden mellan en riskbedömning och en risk-värdering?	63
5.3.2	Till vad, och hur skall riskvärderingen användas?	63
5.3.3	Hur görs riskvärdering idag och hur bör den utföras?	64
5.3.4	Hur mycket får riskvärderingen kosta? T ex i relation till total projektbudget.	64
6	DISKUSSION	65
6.1	Slutsatser	67
6.2	Avslutande kommentar	68
7	REFERENSER	70

1 Sammanfattning

Syftet med föreliggande projekt har varit att genomföra en kartläggning av tillämpade metoder, rekommendationer och erfarenheter av tillvägagångssätt för riskvärdering vid efterbehandling av förorenad mark. Projektet bygger på litteraturstudie, intervjuer av personer som aktivt medverkat i riskvärdering av efterbehandlingsobjekt i Sverige samt svar på enkätfrågor.

Den mer eller mindre vedertagna definitionen på risk är att den beskriver sannolikheten för en viss konsekvens. Den upplevda risken kan avvika från denna beskrivning och beror på olika faktorer såsom frivillighet, rättvisa, kunskapsnivå osv. Vi gör alla dagligen värderingar av risker och rent intuitivt tar människor flera olika faktorer med i beräkningar vid beslutsfattande, men vi har oftast olika värdeskalor och medvetenhet vad vi baserar värderingen på. För att kommunicera risker och hur de värderas krävs således systematiska, transparenta och generellt användbara verktyg än den mänskliga intuitionen.

Generellt gäller vid allt systematiskt arbete med risker att följande moment ingår:

- Risk-/farlighetsidentifiering
 - Riskbedömning
 - Åtgärdsförslag
 - Åtgärdsutredning
 - Åtgärd
 - Uppföljning
- } Riskvärdering

Riskvärderingen ingår, men inte alltid uttalat eller rubricerat, som en del av processen för att ta fram förslag på rimlig åtgärd. Generellt gäller att ett antal faktorer och eventuellt även att ett antal scenarier måste beaktas.

Vid hantering av förorenad mark i Sverige, arbetar man systematiskt med riskhantering för de objekt där sanering sker med statliga bidrag. De olika stegen finns beskrivna i Naturvårdsverkets manual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering, d v s kvalitetsmanualen. Riskbedömningen, inklusive risk-/farlighetsidentifieringen, av förorenade områden sker i flera steg.

Vid riskbedömningen skall man besvara vilka risker föroreningssituationen innebär idag och i framtiden samt hur mycket riskerna behöver reduceras för att undvika skador på hälsa och miljö. Åtgärds mål, och ett begränsat antal åtgärdsalternativ, skall därefter tas fram för vilka man väger miljömässiga, tekniska, ekonomiska och andra aspekter mot varandra i en riskvärdering. "Andra aspekter" innefattar bland annat annan miljöpåverkan, allmänna eller enskilda intressen och människors oro. Själva riskvärderingen bör enligt kvalitetsmanualen göras av miljömyndigheterna och politiskt ansvariga efter förslag från huvudmannen i en åtgärdsutredning. I kvalitetsmanualen finns beskrivet vad som skall ingå i den tekniska beskrivningen. Däremot finns inte motsvarande information kring vad som

skall innefattas i underlaget som beskriver övrig miljöpåverkan, vilka allmänna eller enskilda intressen som avses eller vad som bör ingå i en kostnadskalkyl.

Det finns mängder med verktyg som kan användas för miljö- och hälsorelaterade beslut och riskvärderingar. I rapporten redovisas beslutstödsverktyg som används, eller kan användas, vid riskvärderingar av förorenad mark. De källor som använts för att samla in informationen är till största delen publikationer i internationella tidskrifter, olika myndigheter eller publikationer från olika internationella nätverk som CARACAS, CLARINET, och NICOLE. Information har även sökts från olika länders naturvårdsverk där det dock varit svårt att hitta information om direkta riktlinjer och metoder för riskvärdering. De principiella analytiska metoderna som främst omnämns är:

- Environmental Risk Assessment (ERA) eller miljö- och hälsoriskbedömningar
- Cost-Benefit Analysis (CBA) eller kostnadsnyttoanalyser
- Cost-Effectiveness Analysis (CEA) eller kostnadseffektivitetsanalyser
- Life Cycle Analysis (LCA) eller livscykelanalys
- Multi-Criteria Analysis (MCA) eller multikriterieanalys
- Multi-Attribute Techniques (MAT) eller multiattributstekniker

En stor del av projektet har varit att undersöka och beskriva erfarenheter av hur man arbetar med riskvärdering vid efterbehandling av förorenad mark i Sverige. Intervjuer har genomförts med personer från myndigheter (naturvårdsverket, länsstyrelse och kommun), markägare (kommun samt exploatör) och konsulter som varit involverade i ett urval efterbehandlingsprojekt. Objekten har valts så att de är från olika platser i Sverige och huvudstudie skall vara avslutad samt utförd av olika konsulter för de olika objekten. Urvalet av objekt från vilka olika aktörer har intervjuats har skett i samverkan med Naturvårdsverket.

I projektet har även ingått ett diskussionstillfälle vid en workshop som organiserades av nätverket renare mark i maj 2005 samt en enkätstudie. Enkätstudien bygger på svar av en enkät som delades ut vid nätverket renare marks vårmöte i Umeå mars 2005. Fokus har i huvudsak varit på erfarenheter av kvalitetsmanualen och innefattar framförallt objekt som finansieras med statliga bidrag till efterbehandling och sanering. Intervjuer har emellertid även gjorts avseende den generella hanteringen av icke statligt finansierade projekt.

De resultat som kommit fram i föreliggande rapport kan sammanfattas med nedanstående slutsatser.

- De verktyg som används idag för olika miljöbeslut är i huvudsak baserade på hälsoriskbedömningar, oftast med utgångspunkt i myndigheters föreskrifter. Vid val av åtgärd görs oftast även en ekonomisk bedömning baserad på direkta kostnader eller på en kostnad - nytta analys. I privatfinansierade saneringsobjekt har den ekonomiska värderingen gjorts redan i ett tidigare skede av projektet, oftast när man väljer att bygga eller på annat sätt förändra befintlig

användning av ett förorenat område. Det efterfrågas dock verktyg som även innefattar andra aspekter.

- Det efterfrågas mer och tydligare instruktioner för de delar i riskvärderingsprocessen av förorenade områden som omfattar riskbedömning, teknik, samt ekonomisk värdering än vad som ges i kvalitetsmanualen (2003).
- Det finns behov av instruktioner för vilka övriga miljöhänsyn, utöver de som ingår i riskbedömningen, som bör ingå samt hur de bör värderas.
- Det finns en allmän önskan om att underlaget för riskvärdering skall vara mer jämförbart mellan olika projekt och mer transparent. Ett första steg för att uppnå dessa önskemål är bland annat en ny version av kvalitetsmanualen som utkommer under senare delen av 2005. I den ingår en matris för riskvärdering.
- Man efterlyser en ökad tydlighet från myndigheters sida kring vilka krav som ställs och varför. Vid riskvärderingen är likvärdig behandling mellan t ex olika kommunala exploateringsobjekt respektive statligt finansierade objekt avseende såväl åtgärdskrav som krav på innehåll i underlag viktig.
- En väl fungerande kommunikation är avgörande för ett saneringsprojekt och riskvärderingsprocessen är en viktig del av denna kommunikation. Det är viktigt att alla involverade parter är med i processen tidigt, vilket innefattar såväl allmänhet som beslutsfattare. Information till tredje man är A och O. Riskvärderingen bör ske iterativt och vara med redan från starten av ett projekt. För att öka transparensen och överförbarheten bör hela processen dokumenteras.
- Beslutsstödsverktyg kan vara användbara för att underlätta beslutsfattandet, eftersom
 - de utgör ett strukturerat underlag
 - underlättar dokumentationen av beslutsunderlaget och
 - de kan fungera som ett viktigt stöd för kommunikationen mellan berörda parter
- Beslutsstödsverktyg, även i form av checklistor, kan vara värdefulla för att få rätt frågor beaktade. Det är viktigt att beslut baseras på tillräckligt bra men också enkla och tydliga underlag.
- Val av verktygsstruktur och komplexitet beror på ambitionsnivå inom ett projekt. Ibland räcker enkla checklistor, medan i andra fall en kombination av användandet av etablerade verktyg för ERA, CBA, LCA och etisk riskvärdering kan behöva användas för att på rätt sätt få fram de faktorer som bör ingå för att göra en adekvat miljö-, hälso-, kostnads- och social bedömning.
- Beslutsstödsverktyg kan vara kvantitativa och även beskriva kända osäkerheter. För vissa av de aspekter man skall beakta är kvalitativa beskrivningar dock mer relevanta. Detta gäller framförallt sådana aspekter som har verkan även på längre sikt där bedömningen av osäkerheter är mycket svår och när det är svårt att definiera vad man inte vet.

För att få en ökad trygghet och kompetens i riskvärderingsprocessen kan enkla befintliga verktyg uppdateras och utvecklas så att de blir lätta att använda. Dessa skall innefatta psykologiska och etiska frågeställningar samt övriga miljöfrågor. De skall ingå i riskvärderingsprocessen tillsammans med de verktyg som främst

används idag, d v s riskbedömning, teknisk genomförbarhet samt kostnadsbedömning. Verktynen kan också innefatta olika tidsperspektiv (idag och i framtiden). Det finns flera tillgängliga och befintliga verktyg som kan förenklas, utvecklas och användas var för sig eller tillsammans på olika beslutsnivåer avseende efterbehandlingsprojekt i Sverige. Arbetet med denna utveckling bör ske i samverkan mellan olika aktörer. De utarbetade verktygen skall också vara relaterade till förslag på tydlig och transparent dokumentation av riskvärderingsprocessen. För att få en mer allmän och liknande syn på riskvärderingsprocessen och för att öka kunskapen finns ett behov av kurser på olika nivåer. Dessa bör tas fram i samråd mellan olika aktörer.

2 Summary

The aim of this project has been to make a survey of experiences and applied methods regarding the decision basis for measures to be taken in remediation projects. This includes health, environmental, technical, economical and social aspects on different time scales, i.e. the valuation process in the risk assessment. The results are based on interviews, a workshop and a literature survey.

Risk is in general defined as the probability of a certain consequence. The perception of a risk may, however, deviate from this depending on various factors such as the knowledge it is based on, if it is chosen or non-voluntary and if it can be regarded as fair. We all daily make several decisions including several factors, but the awareness varies and most often the decisions are based on intuition. Even among experts the perception and scaling of a risk varies. To communicate risks therefore, more systematic and transparent tools than the human intuition are needed.

In general the following steps are included in risk management:

- Risk identification
 - Risk assessment
 - Suggestion of measures
 - Investigation of alternative measures
 - Measures
 - Control and follow up
- } Risk valuation

A systematic and transparent procedure is an important part of the decisions to be taken in complex projects. In general this process shall include different aspects and a set of scenarios.

Systematic risk management is part of the handling of contaminated land in Sweden and especially so regarding governmental funded remedial sites. The different steps are described in a report by the Swedish EPA (NV, 2003a). The risk assessment shall according to NV (2003a) describe the risks today and in the future as well as the pollution level where there is no harm for health and environment. The risk assessment is followed by target and measure alternatives. The different alternatives shall be considered from environmental, technical, economical and other aspects. Other aspects include overall environmental impact, general and individual interests, public risk perception e t c. The decision, i e the risk valuation, shall according to NV (2003a) be conducted by the responsible authority, based on suggestions from experts. In the report by NV (2003a) there is a description of what shall be included in the technical description. There is, however, no information about how to describe general and individual interests or other none technical aspects, such as the overall environmental impact, as well as what needs to be included in a cost estimate.

There are several tools and methodologies that can be used for risk assessment and risk management. This report presents decision tools that are in use, or can be used, in the risk management of contaminated land. The sources are publications, information from different authorities and international networks such as CARACAS, CLARINET and NICOLE. There are some principal analytical methods that are mentioned by various sources:

- Environmental Risk Assessment (ERA)
- Cost-Benefit Analysis (CBA)
- Cost-Effectiveness Analysis (CEA)
- Life Cycle Analysis (LCA)
- Multi-Criteria Analysis (MCA)
- Multi-Attribute Techniques (MAT)

A large part of the project has been to investigate the experience of risk management of contaminated land in Sweden and to investigate the need of tools, checklists and methodologies regarding costs, environmental aspects (also on other than local scale) and social aspects as well as different time scales. This part of the project was based on discussions, a questionnaire and interviews. The interviews involved different parties in ongoing, or finished, remediation projects including local, regional and national authorities, consultants and landowners. The governmental funded remediation projects were chosen in co-operation with the Swedish EPA.

The results show that there is a general lack of methodologies, simple tools or checklists regarding what needs to be included and how to weight the different aspects included in the risk assessment of contaminated land in Sweden. There has also been found to be a request for further development of systematic tools, or checklists etc, for environmental risk assessment on local to global scale, technical valuation, economic aspects, and social factors. In addition there is a need to develop methods to handle the time perspective (today and future). The requested methods shall be systematic, simple and as general as possible. Such methods, checklists or tools, are of importance not only as a basis for decisions, but also for the transparency of the process and as a tool to communicate and motivate the different parties involved in, or affected by, the decision. These tools could also be useful to be able to compare the risk assessment among different remediation projects.

Communication among different parties has been found, both from the literature survey and from the participants in the interviews, to be of great importance in remediation projects. The risk management process is expressed to be an important part of this communication. It was also mentioned both in the literature and in the interviews and in the discussions that it is important that all parties are involved as early as possible in the process and that risk management of contaminated land shall be an iterative process. To increase the transparency and the ability to transfer knowledge and to compare between projects the full process shall be documented.

There is no single tool that can be recommended for all needs. The choice of method must depend on the complexity and the ambition level of the project. In some cases simple checklists are the best choice, while in other cases a combination of established tools such as ERA, CBA and LCA combined with other tools may be needed for an appropriate valuation.

Decision tools can be quantitative and describe known uncertainties. Some aspects are, however, more relevant to describe qualitatively. This is especially true for aspects on longer time scales where the uncertainties are very unpredictable and when it is difficult to define the unknown.

There is a request for an increase of comparability among similar projects, such as those which are governmentally funded. Even if there are no tools that can be used for all types of projects, tools and checklists of more general use and for projects of similar complexity can be developed. These shall include risk assessment and best available techniques, but in addition also the basis for cost analysis and other aspects such as ethics, risk perception and environmental consequences on different scales. There are several tools available that can be simplified, developed and implemented in the risk management of contaminated land in Sweden. The development and implementation should be done by co-operation among different parties. In order to achieve a more common view and knowledge base of the risk management process in Sweden, there is a demand of education and courses on different levels.

3 Introduktion

Syftet med föreliggande projekt är att genomföra en kartläggning av tillämpade metoder, rekommendationer och erfarenheter av tillvägagångssätt för riskvärdering vid efterbehandling av förorenad mark. Kartläggningen omfattar utförda riskvärderingar för ett urval genomförda efterbehandlingsprojekt i Sverige samt riskvärdering inom andra verksamhetsområden nationellt och internationellt. Projektet avser vidare att ta reda på vilka behov och metoder som finns för att värdera den risk för hälsa och miljö som förorenade områden kan utgöra på kortare och längre sikt i relation till kostnader för riskreducerande åtgärder samt sociala och politiska faktorer.

Arbetet som redovisas i föreliggande rapport bygger på litteraturstudie, intervjuer av personer som aktivt medverkat i riskvärdering av efterbehandlingsobjekt i Sverige, enkätvar samt ett diskussionstillfälle vid workshop som arrangerades av Nätverket Renare mark i maj 2005.

Riskvärderingsverktyg ses här som ett systematiskt, kommunikativt verktyg för att väga risker, kostnader m fl aspekter och innefattar underlag samt en strukturerad och tydlig process som är mycket viktig för att arbeta fram genomförbara åtgärder av ett förorenat område. Här avgränsar vi oss mot att betrakta metoder, metodik och verktyg som riktar sig mot att jämföra olika åtgärdsalternativ i enlighet med riktlinjerna för en riskvärdering enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual¹. Det är viktigt att göra den avgränsningen eftersom man lika gärna kan prata om riskvärdering – att väga miljö- och hälsorisker, kostnader och andra aspekter – i samband med fältundersökningar, eller över huvudtaget i samband med genomförande av ett projekt. Avgränsningen innebär att vi inte tittar närmre på klassningssystem som t ex MIFO-modellen som används som ett prioriteringsverktyg.

3.1 Bakgrund

3.1.1 Risk

Risker kan vara av många olika slag. De kan vara individuella eller sociala, akuta eller kroniska. Det kan vara olika mottagare (recipienter) såsom människor, en egendom, en specifik eller en mer generell miljö. Den mer eller mindre vedertagna definitionen på *risk* är att den beskriver *sannolikheten för en viss konsekvens*. Med konsekvens avser man oftast en negativ eller oönskad händelse som t ex en olycka, terroristattack, explosion, brand eller kemikalieläckage från en fabrik.

3.1.2 Värdering av risker

Riskvärderingen innebär en värdering av konsekvenserna av att ett oönskat förhållande föreligger eller inträffar och en värdering av de åtgärder som kan vidtas för att undanröja eller förhindra detta. Riskvärderingen innehåller många aspekter som

¹ Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Manual efterbehandling. Utgåva 1. Best nr 1234-7. Statens Naturvårdsverk, Stockholm (NV, 2003a).

inte är naturvetenskapliga t ex att människor kan känna oro trots att efterbehandlingen genomförts till en nivå som är vetenskapligt tillräcklig (NV, 2003a).

Vi gör alla dagligen värderingar av risker och rent intuitivt tar vi flera olika faktorer med i beräkningar när vi fattar beslut, men vi har oftast olika värdeskalor och medvetenhet som vi baserar värderingen på (t ex Hellman, 2005). När flera parter är berörda eller när offentliga medel används är det viktigt att man analyserar kostnader och risker för olika geografiska och tidsmässiga perspektiv. Det är också viktigt att belysa alla de faktorer som ingår i värderingen. För att kommunicera risker och hur dess värderas, vägs samman och kostnadsberäknas, krävs således mer systematiska, transparenta och generellt användbara verktyg än den mänskliga intuitionen (t ex Norrman, 2004).

3.1.3 Riskuppfattning

Hur vi värderar en risk beror på hur vi uppfattar risken, d v s riskperceptionen. Det är inte ovanligt att den upplevda risken skiljer sig betydligt mellan hur en expert bedömer den och hur den upplevs av andra. Det är dock viktigt att en upplevd risk, även om den av experter bedöms på annat sätt, tas på allvar. Om den upplevda risken inte tas på allvar kan riskupplevelsen i sig vara en orsak till en oönskad händelse. Ett exempel är utflyttning från ett, enligt hälsobedömningar, ofarligt område men där området genom den upplevda risken fått en annan klassning av den allmänna opinionen.

Hur en risk upplevs styrs av flera faktorer, t ex om den är frivillig, om den är akut eller kommer långt in i framtiden, om den är ständigt förekommande, om den är förknippad med livsfarlig sjukdom, om den är förknippad med stor nytta, om den är känd eller inte (t ex Hellman, 2005; Löfstedt, 2005). Risker som kan betraktas som frivilliga och kända accepteras lättare än de som kan betraktas som ofrivilliga och okända. Exponeringar som är nödvändiga och yrkesrelaterade accepteras i allmänhet lättare än de som är att betrakta som onödiga eller relaterade till omgivningsmiljön och kosten (t ex Hellman, 2005, Löfstedt, 2005). Ytterligare en viktig faktor för hur risken uppfattas är rättviseaspekten. Om risken upplevs som rättvis är den lättare att acceptera än risker som uppfattas som orättvisa (t ex Löfstedt, 2005).

Det man funnit generellt gällande är att riskuppfattningen varierar, eller helt kan ändras, med tiden (t ex sammanfattat av Schewald-van der Kley, 2004, Löfstedt, 2005). En upplevd risk är lika verklig som en reell risk, vga hot är ofta mer skrämmande än när man har en tydlig bild av situationen (Schewald-van der Kley, 2004). Genom att ta människors rädsla på allvar och genom att vara villig att vidta åtgärder som reducerar de upplevda riskerna, även då de inte bedöms som nödvändiga av experter, så minskar man generellt rädslan (Schewald-van der Kley, 2004).

3.2 Riskhanteringsprocessen generellt

Generellt gäller vid allt systematiskt arbete med risker att följande moment ingår:

- Risk-/farlighetsidentifiering
 - Riskbedömning
 - Åtgärdsförslag
 - Åtgärdsutredning
 - Åtgärd
 - Uppföljning
- } Riskvärdering

Riskvärderingen ingår, men inte alltid uttalat eller rubricerat, som en del av processen för att ta fram förslag på rimlig åtgärd. Generellt gäller att ett antal faktorer och eventuellt även ett antal scenarier måste beaktas, samt att processen bör vara iterativ och kommunikativ. Vid val av rimlig åtgärd finns det alltid en *acceptabel risk*. Denna risk är det mål som skall uppnås efter vidtagen åtgärd eller ligger till grund för att åtgärd inte behövs. Riskvärderingen handlar om att fråga sig om en uppskattad risk är acceptabel eller inte, varför samt för vem. Nedan följer exempel på områden där ovan nämnda moment ingår i riskhanteringsprocessen.

3.2.1 Exempel på verksamheter som kräver riskvärdering

Nedan följer några exempel på verksamheter där man arbetar med att reducera risker och där riskvärdering krävs bland annat för att komma fram till vad som anses som acceptabla risker.

3.2.1.1 VERKSAMHET DÄR DET FÖRELIGGER RISK FÖR OLYCKA

Industri eller annan verksamhetsutövning där det kan uppstå explosion, brand eller kemikalieläckage, i arbetet med att förhindra och minska konsekvenser av naturolyckor såsom ras, skred, översvämningar, i arbetet med att uppnå färre trafikolyckor eller en ökad säkerhet av transporter är exempel på verksamheter där det föreligger risk för olycka och som aktivt arbetar med riskvärdering. Det finns flera myndigheter som är involverade i detta arbete inte minst Räddningsverk, Banverk, Vägverk. Åtgärds målet, d v s den acceptabla risken, bedöms här ofta av hur stor population som kan bli drabbad samt hur. Till exempel utgår man vid bedömning av risk för explosion, från vilken annan verksamhet som förekommer i närheten av den aktuella industrin. Det kan till exempel innebära att man accepterar en risk motsvarande ett dödsfall på tiotusen där ingen annan verksamhet än den aktuella förekommer, medan man för områden med kontor, affärer och vanligt boende accepterar ett dödsfall per miljon (MIACC, 1997).

3.2.1.2 FÖRORENINGS-, KEMIKALIE-, STRÅLSKYDDS- OCH LÄKEMEDELSHANTERING

Som en del av förorenings-, kemikalie-, strålskydds- och läkemedelshantering ingår toxikologisk riskbedömning. Vid den toxikologiska riskbedömningen av ett ämne försöker man besvara hur stor sannolikheten är för att en icke önskvärd effekt

skall inträffa i samband med exponering för en given dos av en viss kemikalie, t ex ett läkemedel eller ett miljögift. Om den icke önskvärda effekten inträffar försöker man bedöma hur stor omfattningen blir (t ex Hellman, 2005).

I stället för att prata om accepterad halt eller risk arbetar man inom arbets- och miljömedicin, vid hantering av föroreningar (luft, mark och vatten), liksom vid arbete med strålskydd, med olika typer av riktvärdes- eller gränsvärdessättning². Fastställandet av ett gräns- eller riktvärde utgår från en strikt medicinsk och toxikologisk bedömning. Metodiken är i princip densamma oavsett om det rör sig om ett yrkeshygieniskt gränsvärden, ett riktvärde för föroreningshalt i utomhusluft, i marken eller en resthalt av ett främmande ämne i livsmedel.

För klassiska gifter som framkallar deterministiska³ effekter med tröskeldos⁴, sätter man ofta ett medicinskt baserat gräns- eller riktvärde utifrån den lägsta observerbara effektnivån (LOEL⁵), eller icke observerad effektnivå (NOEL⁶), hos försöksdjur eller människa med en extra osäkerhetsfaktor. Valet av osäkerhetsfaktor kommer att ha stor betydelse vid den här typen av riktvärdes- eller gränsvärdessättning. Utan att det finns någon egentlig biologisk grund föreslår man ofta en osäkerhetsfaktor på 100 om informationen baserar sig på ett NOEL-värde (från en tillförlitlig kronisk toxicitetsstudie) på djur. Baserar sig gräns- eller riktvärdet på ett LOEL-värde väljer man ofta en högre faktor. Baserar sig gräns- eller riktvärdet på humandata kan det kanske räcka med en osäkerhetsfaktor på 5 eller 10. För livshotande sjukdomar väljer man ofta en mycket hög osäkerhetsfaktor, ex. 5 000 (taget från sammanställning av Hellman, 2005).

När tröskeldoser inte existerar, såsom för genotoxiska carcinogener, är en metod att man förlänger den uppmätta dos-responskurvan ner mot noll för att på så sätt finna en exponeringsnivå som ger en acceptabel risknivå. Detta innebär problem eftersom man drar slutsatser från observationer som gjorts i ett högdosområde till att även omfatta lågdosområdet. Lågriskområdet går i allmänhet inte att studera, vare sig experimentellt eller med epidemiologiska metoder. Det pågår såväl inom Sverige som internationellt (WHO, EU-kommissionen m fl) diskussioner kring hur denna gränsvärdessättning skall göras. Den information som erhålls vid den toxikologiska riskbedömningen kan föranleda olika typer av åtgärder. Inom det arbets- och miljömedicinska området försöker man ofta reglera exponeringar genom att antingen lagstifta om högsta tillåtna halter (yrkeshygieniska gränsvärden i arbetsmiljön), eller genom att rekommendera olika typer av riktvärden. Detta görs t ex genom att fastställa acceptabla dagliga intag av främmande ämnen i livsmedel (taget från sammanställning av Hellman, 2005).

² Gränsvärde – högsta godtagbara föroreningshalt som inte får överskridas under en viss period. Till exempel hygieniskt gränsvärde som är den högsta godtagbara genomsnittshalten av ett ämne i inandningsluft (AFS 1996:2).

³ Deterministisk skada - förutsägbar skada där effekten är proportionell mot dosens storlek.

⁴ Tröskeldos - effekter av ett ämne kan påvisas först då en viss dos av ämnet överskridits.

⁵ LOEL (Lowest Observed Effect Level) är den lägsta dos av ett visst ämne som förorsakar effekt hos någon individ i en population.

⁶ NOEL (No Observed Effect Level) är den dos av ett visst ämne under vilken inga effekter kan ses hos någon individ i en population.

Riktvärdessättning för förorenad mark har i Sverige valts så att de motsvarar en riskacceptans av ett förtida dödsfall på 100 000 invånare (NV, 1996). Riktvärdet baseras också på en ekotoxikologisk bedömning och den accepterade risken har valts så att minst 50 % av arterna skyddas vid en känslig markanvändning (NV, 1996). I princip gäller samma förutsättningar inom Europa och i USA. De generella riktvärdena varierar dock något för några ämnen mellan olika länder bl a beroende på att de baseras på olika antaganden gällande osäkerhetsfaktorer för carcinogener (t ex Jones, 2005).

Andra åtgärder som kan vidtas är till exempel att exponering av ett ämne regleras genom anvisningar om hur det skall hanteras. Reglerad exponeringen av läkemedel görs genom receptförskrivning. Ett annat sätt att minska risken är helt enkelt att förbjuda till exempel en kemikalie, eller på sikt ersätta den med en annan likvärdig, men mindre farlig, kemikalie (enligt den så kallade substitutionsprincipen).

Innan ett gränsvärde- eller riktvärden sätts, eller innan ett förbud utförs för en kemikalie, föregås beslutet av en åtgärdsutredning som bland annat innefattar en riskvärdering baserad på den toxikologiska bedömningen. Andra faktorer som nyttan med kemikalien i sig, politiska och andra hänsynstaganden ingår också. För kemikaliehantering arbetar man på europeisk nivå med hur kemikalier skall hanteras, regleras och prioriteras inom REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals). På liknande sätt utreds hantering och risker t ex avseende hantering av genmodifierade organismer (GMO), för att minska miljöriskerna som är förknippade med utsläpp av luftföroreningar samt i arbetet att göra en relevant anpassning till förväntade klimatförändringar (t ex Europeiska miljöbyrån (EEA), IPCC m fl).

3.2.1.3 ANDRA VERKSAMHETER

Det förekommer även systematisk riskhantering inom flera områden än de som nämnts ovan, t ex i arbetet med att förhindra allvarliga störningar i infrastruktur (IT), el- och vattenförsörjning, telefon, och i arbetet med att minska risker och eventuella konsekvenser av terroristattacker. Flera myndigheter både nationellt och internationellt arbetar med riskhantering. I Sverige är det framförallt Räddningsverket, Boverket, Banverket, Vägverket, Strålskyddsinstitutet, Länsstyrelser och kommuner. Vid riskvärderingen och vid val av åtgärd inom dessa områden ingår flera faktorer på olika skalor och nivåer. Inte minst påverkar politiska, ekonomiska, andra marknadsmässiga samt sociala faktorer hur risker hanteras och värderas.

3.2.2 Kort om hantering av förorenad mark i Europa

För närvarande pågår en uppdatering och utveckling av de direktiv som berör förorenad mark i Europa och flera länder väntar på de nya direktiven för att på detta sätt anpassa sin egen lagstiftning och hantering med utgångspunkt från de nya skrivningarna (t ex NICOLE, 2005). I detta avsnitt ges en sammanfattning av hur man hanterar förorenad mark i Europa baserad på "Risk assessment for contaminated sites in Europe" (Ferguson & Kasamas, 1999).

3.2.2.1 ÖSTERRIKE

Lagar, regleringar och riktlinjer används för att definiera kriterier och standarder vid det praktiska beslutsfattandet. Generella riktvärden fungerar som en startpunkt som används tillsammans med platsspecifika förhållanden (geologi, hydrologi, hydrogeologiska och geografiska betingelser) som beslutsunderlag.

3.2.2.2 BELGIEN

Huruvida det finns förordningar och lagar, och hur de är skrivna, skiljer sig mellan de olika regionerna. Inom Flandern finns det t ex en distinktion mellan gammal förordning, Decree 29 oktober 1995, och ny jordförordning som härstammar från senare datum. Sanering av ny förorenad jord skall alltid ske så fort det överskrider ett s k ”Clean up” värde. Detta värde är definierat som det värde där allvarligt skadande effekter för människor eller miljö kan ske. Värdet bestäms med en modell (HESP modellen) som innefattar olika markanvändningsklasser: jordbruk, urban, rekreation, industri (utomhus respektive inomhusexponering vuxna). Beräkningar görs för att bedöma det dagliga intaget i relation till riktvärden (WHO, US-EPA) och den platsspecifika bedömningen innefattar: risk för människa, djur, växter och ekosystem samt risk för förorenings-spridning.

3.2.2.3 DANMARK

Den danska miljölagstiftningen baseras på ”polluter pays principen”, men det har visat sig att detta inte kan användas strikt för förorenade områden. Man har därför beslutat att den normala gränsen för ansvar för förorenad mark är 20 år. Generellt gäller att man jämför föroreningshalt med riktvärden (jord, vatten, luft). Om föroreningen överskrider gällande riktvärde anses platsen utgöra en risk för människor eller miljö. Detta leder antingen till en vidare undersökning eller direkt till behandling.

3.2.2.4 FINLAND

Vanligtvis görs en jämförelse mellan uppmätta koncentrationer mot riktvärden. Riktvärden är oftast samma som de i Holland, dock med viss korrektion för vissa ämnen för att gälla finska förhållanden. Man har inte tagit fram olika värden för olika typer av markanvändning eftersom markanvändningen kan behöva ändras med tiden. Beslut har fattats även baserade på andra faktorer såsom riskperception, övergripande målsättningar och sociala normer. Man har mycket liten erfarenhet av egentliga riskvärderingar, någon gång har man vägt in ekonomiska faktorer. Men det finns i Finland, liksom i andra länder, ett behov av kostnadseffektiv sanering. I framtiden önskar man att följande fokus och betraktelser ingår: Lokala kontra globala betraktelser –speciellt förhållande mellan risker från kontaminerade områden och de från andra föroreningskällor, och riskbedömning kontra riskhantering. Detta är relaterat till nyckelfrågan om försiktighetsprincipen och nödvändigheten att hantera problem mot en kostnad och tidsskala som samhället kan klara av.

3.2.2.5 FRANKRIKE

Frankrike har ingen speciell lagstiftning för förorenade områden, utan ett direktiv som kom 1993. Detta bygger på principen för en realistisk marksaneringspolicy. Man arbetar mycket platsspecifikt innefattande nuvarande och framtida markanvändning. Riskbedömning innefattar hälsa, vattenresurser, ekosystem och byggnader. För hälsobedömningen pågår diskussioner om vilka cancerrisker man skall utgå från. Forskning pågår för att bättre förstå föroreningsspridning och inverkan på hälsa och miljö. Riktvärden håller på att tas fram och för närvarande (1999) använder man utländska riktvärden.

3.2.2.6 TYSKLAND

Federal Soil Conservation Act kom i kraft 1999. En viktig del av denna akt är att tillåta förorenad mark att kvarstå i nyttig användning när så är möjligt och att skydda marken mot nya föroreningar. Man arbetar med att definiera bedömningsunderlag / riktvärden som baseras på exponering för olika recipienter. Akten bygger på att det skall vara samma lag man baserar beslut på för hela landet.

3.2.2.7 GREKLAND

Platsspecifika bedömningar bygger på internationella riktlinjer och gränsvärden (WHO, EU) – d v s man jämför uppmätta och beräknade koncentrationer mot riktvärden. Forskning pågår för att förbättra undersökningsmetodik, öka kunskap om effekter på människa och miljö, samt att utveckla tekniken för sanering.

3.2.2.8 IRLAND

Andra länders riktvärden används ur ett platsspecifikt perspektiv. Vid efterbehandling av förorenad mark skall den mest kostnadseffektiva tillgängliga saneringsmetoden användas.

3.2.2.9 ITALIEN

Åtgärdsalternativ väljs med utgångspunkt från platsspecifika förhållanden. Man utgår från US EPA: Risk Assessment Guidance for Superfund och ASTM manual Risk based Corrective Action (RBCA).

3.2.2.10 NEDERLÄNDERNA

Här arbetar man med två målvärden. Ett används för att beskriva att jorden är ren eller multifunktionell, det andra används för att indikera att jorden är allvarligt förorenad (Intervention value). Om det andra värdet överskrids krävs en behandling. När man överväger behandling av förorenad mark utgår man från följande fyra frågor: ”Är marken allvarligt förorenad?”, ”Är det brådskande med åtgärd?”, ”När skall behandlingen starta?” samt ”Vad är målet med åtgärden?”. Man använder följande målformuleringar: För nya föroreningssområden gäller att en totalsanering skall göras, för områden förorenade före 1987 och mobila föroreningar skall föroreningen tas bort i så hög grad som möjligt på ett kostnadseffektivt sätt. För

äldre förorenade områden med icke mobil förorening skall föroreningen tas bort i den mån det behövs för kommande markanvändning.

Det råder en distinktion mellan en vetenskaplig fas (så objektiv som möjligt och baseras på bästa tillgängliga kunskap ur vetenskaplig synpunkt) och en sk politisk fas i beslutsprocessen. Den politiska fasen innefattar det praktiskt tillämpliga med utgångspunkt från de vetenskapliga resultaten. I denna fas tas alla möjliga faktorer hänsyn till, t ex ekonomiska, finansiella och sociala m fl. Det finns inte angivet vilka verktyg man använder.

3.2.2.11 SCHWEIZ

Ett riktvärdesbaserat underlag används. Generellt gäller att det efter genomförd efterbehandling inte skall föreligga ytterligare behov av sanering. Andra kriterier, såsom tekniskt möjlig, ekologiskt hållbart samt ekonomiska kostnader, måste också beaktas. Alla områden bedöms inte kunna behandlas så att de återställs till sitt naturliga tillstånd, varför målkriteriet ibland endast är en garanti för nuvarande markanvändning. Forskning pågår avseende behandlings- och valideringstekniker.

3.2.2.12 STORBRITANNIEN

Här har man som grunduppfattning att sanera till lämplig nivå för avsedd markanvändning, "Suitable for use". Besluten baseras på riskbedömning och platsspecifika riktvärden samt underlagen för dessa.

3.3 Riskhanteringsprocessen för förorenade områden i Sverige

Ett förorenat område innefattar möjliga negativa konsekvenser för människors hälsa och inverkan på miljön. Risken beror på föroreningarnas egenskaper, dess halt samt omfattning och spridningsförutsättningar. Risken påverkas också av markens egenskaper och markanvändning såväl idag som i framtiden. Vid hantering av förorenade områden arbetar man i Sverige systematiskt med riskhantering enligt kvalitetsmanualen för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering för de objekt där sanering sker med statliga bidrag (NV, 2003a). Arbetsprocessen vid bedömning av förorenade områden är enligt kvalitetsmanualen i princip som följer (*ibid.*):

- Orienterande studier (MIFO fas 1)
- Riskklassning fas 1
- Prioritering av objekt
- Översiktliga undersökningar (MIFO fas 2)
- Riskklassning fas 2, ansvarsutredningar och prioritering

Riskklassat objekt enligt fas 2

- Undersökning och provtagning
- Slutlig riskbedömning och bedömning av miljömässigt motiverad riskreduktion
- Ansvarsutredning

Risk- och ansvarsbedömda objekt

- Åtgärdsutredning för olika åtgärdsalternativ
- Värdering av risker
- Val av mätbara åtgärds mål och åtgärdskrav

Utvalda objekt och åtgärder

- Åtgärd
- Kontroll

De olika stegen finns mer grundläggande beskrivna i kvalitetsmanualen (NV, 2003a). Det finns, enligt vår kännedom, inte någon motsvarande allmänt tillgänglig vägledning för privatfinansierade efterbehandlingsobjekt mer än för nedlagda bensinstationer (SPIMFAB, se t ex <http://www.spimfab.se/>). Kvalitetsmanualen följer den gängse föreslagna riskhanteringsprocessen genom en iterativ process där riskbedömningen, inklusive risk- och farlighetsidentifieringen, av förorenade områden sker i flera steg från MIFO fas 1 till kompletterande riskbedömningar efter genomförda undersökningar. En slutlig riskbedömning skall göras under huvudstudieskedet. Vid riskbedömningen skall man besvara vilka risker föroreningsituationen innebär idag och i framtiden samt hur mycket riskerna behöver reducera för att undvika skador på hälsa och miljö.

3.3.1 Riskvärdering enligt kvalitetsmanualen

Riskbedömningen skall ligga till grund för att bedöma i vilken omfattning åtgärder krävs för att minimera risken för hälsa och miljö. Vid riskbedömning anger man således en önskvärd riskreducering. Enligt miljöbalken innebär efterbehandlingsansvaret att den ansvarige i skälig omfattning skall utföra eller bekosta de efterbehandlingsåtgärder som på grund av föroreningar behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön (Miljöbalk, 1998:808, 10 kap. 4§). Detta innebär att fler aspekter än de rent hälso- och miljömässiga bör beaktas vid val av åtgärder av förorenad mark. Åtgärds mål tas fram genom att väga miljömässiga, tekniska, ekonomiska och andra aspekter mot varandra i en riskvärdering (NV, 2003a). Som grund för riskvärderingen skall ett begränsat antal åtgärdsalternativ identifieras. Själva riskvärderingen bör enligt kvalitetsmanualen (NV, 2003a) göras av miljömyndigheterna och politiskt ansvariga efter förslag från huvudmannen i en åtgärdsutredning. Åtgärds målen utgör därmed ett viktigt, men inte nödvändigtvis det enda, underlaget för en riskvärdering. Övriga aspekter som ingår i själva riskvärderingen definieras av respektive miljömyndighet och politiskt ansvariga. I kvalitetsmanualen finns dock riktlinjer för vad som bör ingå då de olika åtgärdsalternativen beskrivs.

3.3.2 Åtgärdsutredning enligt kvalitetsmanualen

Åtgärdsalternativen skall enligt kvalitetsmanualen (NV, 2003a) beskrivas med avseende på

- riskreduktion på objektet, vilka exponeringssituationer försvinner, vilken markanvändning kan tillåtas efter åtgärderna, vilka resthalter, -mängder och emissioner återstår efter avslutade åtgärder,
- annan miljöpåverkan,
- kostnaderna och tiden för genomförandet där kalkyler tas fram för de mest intressanta alternativen samt
- påverkan på allmänna och enskilda intressen.

I den tekniska beskrivningen skall för vardera alternativ beskrivas vad som skall göras och på vilket sätt. Vid beskrivning av åtgärdsalternativ skall alltid det bästa teknikalternativet, liksom alternativet att inte göra någonting, vara med. Åtgärds målen tas fram genom att jämföra de tekniska möjligheterna och övriga konsekvenser för de olika alternativen. Därefter väljs den teknik som totalt sett ger det bästa resultatet. Först härefter skall kostnaderna beaktas. Återfinns inte något tekniskt alternativ, som till rimliga kostnader når den riskreduktion som är önskvärd enligt riskbedömningen, måste antingen åtgärdsutredningen kompletteras med andra teknikalternativ som bättre uppfyller målen, finansieringen förstärkas eller åtgärds målen sättas lägre. Denna process kan komma att gå fram och tillbaka ett flertal gånger (NV, 2003a).

I kvalitetsmanualen (NV, 2003a) finns det information om vad som skall innefattas i den tekniska beskrivningen men inte vilka allmänna eller enskilda intressen som avses eller vad som skall innefattas i begreppet annan miljöpåverkan.

3.4 Bedömningsnivåer för val av efterbehandlingsmetod

Riskvärderingen skall fungera som ett beslutsunderlag. Ett fullständigt beslutsunderlag tar hänsyn till flera olika dimensioner av problemet, från en väldigt lokal nivå till en nationell, eller t o m global nivå. De olika verktyg som finns för att genomföra riskvärderingar kan sägas utföra bedömningar på olika nivåer. För att få ett fullständigt beslutsunderlag är det således troligt att man behöver flera verktyg för att titta på de olika bedömningsnivåerna.

Roth och Eklund (2003) definierar fyra olika nivåer på vilka miljöbedömningar kan göras vad gäller användning av restprodukter: materialnivå, lokal miljöskyddsnivå, begränsad LCA nivå och industriell systemnivå. Nedan används samma synsätt för olika nivåer för bedömning och av efterbehandlingsalternativ vid förorenade områden, men med lite annorlunda namn för att bättre stämma med förorenade områden istället för restprodukter. Inom varje nivå finns det beslutsstödsverktyg av olika komplexitet.

- Lokal materialnivå
- Lokal miljöbedömningsnivå
- Global miljöbedömningsnivå
- Regional markplaneringsnivå

På den *lokala materialnivån* bedöms nyckelparametrar för jorden (och andra medier) och föroreningar, t ex typ av förorening och dess kemiska och fysikaliska egenskaper liksom dess biotillgänglighet i olika media, totalhalt, och lakegenskaper. På den här nivån bedöms således endast de lokala faktorer som inverkar på vilka typer av efterbehandlingsalternativ som är möjliga. Även om den här nivån inte tar hänsyn till någon övergripande ekonomi eller miljöbedömning, så är dessa faktorer grundläggande parametrar vid valet av metod.

På en *lokal miljöbedömningsnivå* tar man hänsyn till platsens omgivning, vilka transportförutsättningar som föreligger för de aktuella föroreningarna, samt vilken exponering som kan ske till människa och miljö. I bedömningen bör även tas med bakgrundshalter, övriga föroreningskällor och massflöden som finns i omgivningen. På den lokala miljöbedömningsnivån kan även ett kostnad-nytta-perspektiv appliceras, där man jämför den lokala miljöförbättringen av en viss åtgärd med kostnaden för åtgärden. På denna nivå har även andra faktorer som människors oro och intressekonflikter stor betydelse.

Tabell 1. En översikt över de olika nivåerna på vilka miljöbedömningar kan göras och vilka typ av frågeställningar som bedömningen kan ge svar på (Roth and Eklund, 2003, Bendz et al., 2004, Andersson-Sköld et al., 2005).

Bedömningsnivå:	Lokal Materialnivå	Lokal miljöbedömning	Global miljö-Bedömning	Regional markplanering
Exempel på Olika aspekter	Kornstorleksfördelning, totalhalt och kemiska och fysikaliska egenskaper.	Exponering av föroreningar (luft, mark och vatten) till människa och miljö.	Förbrukning av energi och råvaror. Emissioner till luft som verkar på regional till global skala.	Restriktioner i markanvändning, inverkan på regionens ekonomiska utveckling och på de regionala miljömålen.
Behandlas föroreningsaspekten?	Ja	Ja	Ja/Delvis	Delvis
Behandlas Resursaspekten?	Nej	Delvis	Ja	Ja
Exempel på Verktyg och Modeller.	Kemisk analys.	Riskbedömning, transportmodellering, kostnadsnyttoanalys.	Livscykelanalys, miljökonsekvensbeskrivning.	Samhällskonsekvensbeskrivning (eller strategisk KB), livscykelanalys, kostnadsnyttoanalys.

Den *globala miljöbedömningsnivån* baseras på ett mer övergripande perspektiv, där man även tar hänsyn till t ex utsläpp av växthusgaser, energianvändning och generering av avfall. Även på den *regionala markplaneringsnivån* studeras frågeställningar på ett övergripande plan. Frågorna på denna nivå kan t ex vara effekten av ett rent eller förorenat område i ett regionalt perspektiv, d v s vad det betyder för regionens utveckling gällande industri, boende och turistnäring. Med en region avses ett geografiskt område med liknande ekonomiska och sociala förutsättningar och effektpåverkan av ett visst beslut, till exempel ett län i Sverige.

Olika typer av bedömningsverktyg och modeller används på de olika nivåerna, vilket medför att olika typer av indata är nödvändiga för att kunna genomföra analyserna. Tabell 1 på föregående sida sammanfattar de olika bedömningsnivåerna. Det här synsättet är även tillämpat inom närliggande områden, till exempel för att avgränsa det bedömningsverktyg som utvecklas inom projektet ”Miljöriktlinjer för askanvändning” (Bendz *et al.*, 2004) samt för att utröna alternativa metoder för hur tjärhaltiga asfaltmassor bäst hanteras ur hälso-, miljö- samt kostnadssynpunkt (t ex Lind *et al.*, 2004; Andersson-Sköld *et al.*, 2005).

4 Beslutsstödsverktyg vid riskvärdering

I en sammanställning av diskussioner och seminarier gällande beslutsstödsverktyg som genomfördes i Wiesbaden, 2001, definieras beslutsstödsverktyg som en produkt som har som syfte att stödja beslutsfattande (NATO/CCMS, 2001). Eftersom det finns en stor mängd beslut som skall tas i ett efterbehandlingsprojekt menar man att det är viktigt att skilja på ett beslutsstödsystem och ett beslutsstödsverktyg, där det förra skulle kunna stödja hela processen i ett efterbehandlingsprojekt. Vidare konstateras att det inte är praktiskt med ett beslutsstödsystem p g a den stora mängden av beslut som skall fattas inom ett efterbehandlingsprojekt och p g a att besluten är så olika till sin art. Däremot är det viktigt att spalta upp sitt problem när man skall ta fram ett beslutsunderlag, d v s identifiera och formulera mål. Även om inte alla avvägningar kan formaliseras i en analys så bör man ha klart för sig vilka avvägningar man måste göra. Kvalitetsmanualen (NV, 2003a) kan sägas beskriva systemet för riskhantering av förorenad mark.

Nedan redovisas beslutsverktyg som används eller kan användas vid riskvärderingar. De källor som använts för att samla in information om riskvärderingsverktyg, eller beslutsstödsverktyg som också refereras till, är till största delen publikationer i internationella tidskrifter eller publikationer från olika nätverk som CARACAS,⁷ CLARINET,⁸ och NICOLE.⁹ Information har även sökts från olika länders naturvårdsverk där det dock varit svårt att hitta information om direkta riktlinjer och metoder för riskvärdering.

I en slutrapport från CLARINET (Bardos *et al.*, 2002) omnämns ett antal faktorer som bör inkluderas i riskhanteringen (risk management) när man skall välja en effektiv efterbehandlingsstrategi för förorenade områden. Dessa är hållbar utveckling, målpuppfyllelse eller tillfredsställelse för berörda parter, kostnader och nytta, och teknisk lämplighet och genomförbarhet. Man listar och diskuterar de principiella analytiska metoder som hittills blivit använda för att stödja beslutsfattande för hantering av förorenade områden. I föreliggande litteraturstudie används dessa typer av metoder som utgångspunkt för att gå igenom ett antal exempel. I de följande avsnitten ges korta beskrivningar av vad som avses med respektive metod följt av ett eller flera exempel på existerande verktyg.

⁷ CARACAS står för Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union och är en organisation som skall koordinera FoU-insatser för riskbedömningar vid förorenade områden (Ferguson *et al.*, 1998; Ferguson and Kasamas, 1999). Information finns även på hemsidan www.caracas.at.

⁸ Det tematiska nätverket CLARINET (Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies in Europe) drevs mellan 1998 och 2001 och syftade till att sammanföra kunskapen från akademien, myndighetsexperten, konsulter, ägare till industrimark och teknikutvecklare för att främja tvärvetenskaplig forskning för hantering av förorenade områden. Sexton europeiska länder deltog i projektet. Information finns även på hemsidan www.clarinet.at.

⁹ NICOLE (Network for Contaminated Land in Europe) är en europeisk organisation från 1995 som skall främja samarbetet mellan industrin och akademien för utvecklandet av hållbara (sustainable) tekniker. Information finns även på hemsidan www.nicole.org.

De principiella analytiska metoderna som nämns av CLARINET är:

- Environmental Risk Assessment (ERA) eller miljö- och hälsoriskbedömningar (*lokal miljöbedömningsnivå*);
- Cost-Benefit Analysis (CBA) eller kostnadsnyttoanalyser (*lokal miljöbedömningsnivå eller regional markplaneringsnivå*);
- Cost-Effectiveness Analysis (CEA) eller kostnadseffektivitetsanalyser, (*lokal miljöbedömningsnivå eller regional markplaneringsnivå*);
- Life Cycle Analysis (LCA) eller livscykelanalys (*oftast regional till global miljöbedömningsnivå*);
- Multi-Criteria Analysis (MCA) eller multikriterieanalys (*kan behandla flera bedömningsnivåer*); samt
- Multi-Attribute Techniques (MAT) eller multiattributstekniker (*kan behandla flera bedömningsnivåer*).

Förutom dessa verktyg kan tilläggas mer tekniskt inriktade beslutsstödsverktyg som arbetar mycket med den lokala materialbedömningsnivån, t ex ”Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide” (FRTR, 2004) och ”ABC for industrial contaminated sites” (TNO, 2004). I både dessa utvärderingsmetoder finns även kostnader med, och i ABC-verktyget andra typer av fördelar med olika saneringsmetoder, se vidare multikriterieanalyser. I sammanställningen av NATO/CCMS (2001) nämns förutom dessa principmetoder miljökonsekvensbeskrivningar, samhällskonsekvensbeskrivningar (Social Impact Assessment), miljörevisioner, utvärdering av hållbarhet, samt metoder som inbegriper de berörda parterna mer eller mindre aktivt.

Det finns ofta många intressenter i en beslutsprocess som alla har sina egna perspektiv och preferenser. För att kunna fatta beslut som accepteras av alla berörda parter är kommunikationen viktig, kanske viktigare än någon annan enskild aspekt. Därför är en viktig uppgift för ett beslutsstödsverktyg förmågan att underlätta kommunikationen mellan olika parter vid en beslutsprocess samt att underlätta dokumentationen av arbetet på ett spårbart sätt. Beslutsprocessen skall kunna följas i alla delar av alla berörda parter och beslutsverktyg kan underlätta delar av sådan dokumentation.

4.1 Miljö- och hälsoriskbedömningar (ERA)

För förorenad mark används riskbedömningar främst på en lokal miljöbedömningsnivå. I mark, liksom generellt för miljösammanhang, betraktas risken som en kedja av händelser som skall vara obruten för att någon risk skall föreligga. Detta kan illustreras som:

Föroreningskälla → Transport → Mottagare

En risk kan föreligga då en föroreningskälla existerar som kan frigöra ämnen. Dessa ämnen kan transporteras via olika media till en mottagare. Hos mottagaren skall någon form av negativ effekt kunna uppstå. Om kedjan är bruten i något steg så är också risken obefintlig. Ett annat sätt att uttrycka risk som ofta används är att risken är en kombination av *sannolikheten* att skada skall uppstå samt *konsekvensen* av skadan. Mer detaljerade beskrivningar för hur miljö- och hälsoriskbedömningar görs finns i bl a: Asante-Duah (1998), Covello & Merkhofer (1993), Ferguson *et al.* (1998), Llewellyn (1998), Ma *et al.* (2002), NRC (1996). I en explicit miljö- och hälsoriskbedömning (*eng*: risk assessment) bedöms sannolikheten för hur en population (människor) kan drabbas av t ex cancer. Ferguson uttrycker det (i Ferguson *et al.*, 1998) som att miljö- och hälsoriskbedömningen är den vetenskapliga process som försöker besvara frågorna 'hur stor är risken?', eller 'hur stor är sannolikheten för en oönskad utkomst?'. Vanligtvis relateras dock risken till en accepterad risk som beskrivs av riktvärden eller annat generellt mått på acceptabel risk. Den vanliga rekommendationen vid förorenad mark är att man utgår ifrån riktvärden för att i ett senare skede göra en explicit riskbedömning om det kan anses motiverat (t ex Ferguson *et al.*, 1998).

Enligt kvalitetsmanualen (NV, 2003a) görs riskbedömningen som del av en större process i flera steg. Där de första stegen innefattar en risk/farlighetsidentifiering och enklare riskbedömning enligt NV (1999a). NV (1999a) beskriver en metodik för inventering av förorenade markområden (MIFO). Syftet är att den skall tjäna som ett "hjälpmedel för att, med begränsat underlag, kunna göra en samlad bedömning av de risker ..." samt "...ligga till grund för prioriteringar och beslut om vidare undersökningar, saneringar". Man använder en matris för att klassa förorenade områden där flera faktorer spelar in såsom föroreningens farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt känslighet och skyddsvärde. Klasserna benämns riskklasser men är i egentligen mening ingen riskklassning eftersom man inte renodlar sannolikhet och konsekvens när bedömningen görs. Systemet kan ses mer som en form av farlighetsklassning. Länsstyrelserna använder idag MIFO för att inventera de förorenade områden som finns inom länet.

Därefter görs, om man följer kvalitetsmanualen, en översiktlig riskbedömning. Denna innefattar att man får information om halter i marken från provpunkter inom det förorenade området. Dessa uppmätta halter jämförs sedan mot givna generella riktvärden för olika markanvändning (t ex NV, Rapport 4638 och 4889). Om området bedöms så förorenat att fördjupade undersökningar bedöms behövas, görs därefter en fördjupad riskbedömning. I denna innefattas fler provtagningar samt en fördjupad bedömning av hur föroreningen/föroreningarna beter sig i marken. Bedömningen kan göras med olika metoder och vara av olika komplexitet. Genom att använda platsspecifika riktvärden, istället för att enbart jämföra mot de generella, höjer man komplexiteten något, och genom att explicit modellera viktiga transportvägar kan ytterligare bättre bedömningar göras. Riskbedömningen ligger till grund för att kunna göra en riskvärdering. Tre nivåer kan identifieras vid en riskbedömning av ett objekt för efterbehandling av förorenad mark i Sverige, se Tabell 2 nedan.

Tabell 2 Tre komplexitetsnivåer av riskbedömning

Farlighetsklassning (MIFO fas 1)	Kvalitativ riskbedömning eller riskklassning (MIFO fas 2/Förstudie enligt kvalitetsmanualen)	Kvantitativ riskbedömning (Huvudstudie enligt kvali- tetsmanualen)
<p>Historisk information om potentiella förorenare och föroreningar.</p> <p>Ligger till grund för en första bedömning. Om det anses föreligga risk för behov av sanering till följd av förväntad förorening görs en kvalitativ riskbedömning.</p>	<p>Baseras på den första farlighetsklassningen. Utförs om det föreligger risk att föroreningsgraden är så stor att det krävs en fördjupad undersökning. Bedömningen bygger på ett fåtal mätningar, besök på plats. En översiktlig bedömning av risker för förorenings-spridning samt exponeringsrisk. Övergripande åtgärds-mål tas fram</p>	<p>Baseras på farlighetsklassningen samt den kvalitativa riskbedömningen.</p> <p>Fler mätpunkter för föroreningar, mätning av andra relevanta parametrar (t ex kvantifiering av hydrologiska förutsättningar), spridningsberäkningar, beräkning av platsspecifika riktvärden.</p> <p>Ger riskreduceringsmål. Ligger till grund för arbetet med åtgärdsalternativ, en mycket viktig del av riskvärderingen samt val av mätbara/detaljerade åtgärds-mål.</p>

4.1.1 Riskvärdering utifrån riskbedömning och acceptabel risk

En riskvärdering kan i princip göras genom att endast jämföra aktuell föroreningsgrad mot en acceptabel risk, t ex ett riktvärde. Detta innebär att man inte tar annan hänsyn, inte ens till kostnader, utan väljer som åtgärds-mål att föroreningshalten efter sanering skall vara under givet riktvärde.

Vid riskvärderingen av åtgärdsalternativ för förorenade områden skall man dock, bl a enligt kvalitetsmanualen, väga in flera faktorer såsom de ekonomiska aspekterna (kostnad/nytta), teknisk lämplighet och genomförbarhet, hållbar utveckling, tillfredställelse av berörda parter, andra social och etiska aspekter o s v (t ex NV, 2003a; Bardos *et al.*, 2002). Detta innebär att endast riskbedömningen knappast kan ses som ett tillräckligt underlag för riskvärdering.

4.1.2 Riskvärdering utifrån riskbedömning, acceptabel risk och kostnader

4.1.2.1 EXPLOATERINGSOBJEKT

I exploateringsintressanta områden har en bedömning av nytta, ur ett kostnads-perspektiv, för sanering oftast redan gjorts i tidigare skede, d v s innan inköp av mark eller annan planerad markåtgärd såsom byggnation (t ex Svensson, 2005; Egelstig, 2005). Saneringen kan även ha bedömts lönsam till följd av andra skäl, t ex goodwill. Saneringskostnaden kan i exploateringsområden, om föroreningsgraden i marken är låg till måttlig, dessutom vara mycket låg eftersom schaktning ändå skall göras för redan planerade ändamål t ex bebyggelse av garage, källare eller annan verksamhet där utrymmet under markytan kan utnyttjas (Svensson, 2005). Även i de fall man inte behöver nyttja området under mark har man oftast bedömt att sanering, genom bortschaktning, är lämpligt (t ex Svensson, 2005; Egelstig, 2005).

In situ saneringar kräver helt andra tidsaspekter och efterkontroll än de tidsramar man arbetar med i exploateringsintressanta områden (Svensson, 2005).

Åtgärdsalternativ där andra parametrar än direkta kostnader och föreskrifter ingår i beslutsunderlaget beaktas således oftast inte närmare vid val av saneringsmetod. Alternativ kan dock beaktas avseende hur de uppgrävda massorna skall hantteras: deponi, jordtvätt, omflyttning eller annat sätt (t ex Svensson, 2005, Egelstig, 2005). Indirekt beaktas dock andra aspekter genom att man från finansiärens sida väljer alternativ man vet accepteras hos tillsynsmyndighet och allmänhet. Därför kan en haltnivå som är lägre än ett riktvärde föreslås som åtgärds mål vid sanering. Även andra beaktanden görs, vad som ingår i dessa beror på det aktuella objektet (Egelstig, 2005).

4.1.2.2 STATLIGT FINANSIERADE PROJEKT

I de saneringsobjekt som finansieras med statliga medel ingår i underlaget för riskvärderingen riskbedömning, teknik och ekonomiska aspekter för val av saneringsmetod. De ekonomiska aspekterna är oftast givna som faktiska kostnader med dagens penningvärde. Samtliga fallstudier som ingår i denna studie innefattar denna bedömning men eventuellt även fler aspekter. Metodiken, liksom ambitionsnivån, för bedömning av risker, teknik och ekonomiska aspekter varierar mellan de olika objekten vilket framgår av de resultat som presenteras senare i denna rapport under avsnittet som beskriver erfarenheter av arbete med riskvärdering i efterbehandlingsobjekt i Sverige.

4.1.3 Exempel på programvaror för ERA

Det finns såväl kommersiella, som andra allmänt tillgängliga, verktyg och metoder för såväl riskbedömning som teknikval och kostnader. Nedan anges internationellt tillgängliga programvaror och andra verktyg som kan användas för riskbaserad analys.

Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA)

SADA – Spatial Analysis and Decision Assistance kombinerar geostatistiska metoder, beslutsmetodik och visualiseringsverktyg för att göra en riskbaserad analys som beslutsstöd (University of Tennessee, 1998). SADA uppskattar kostnader associerade med olika ambitionsnivåer på sanering, förorenade volymer, assisterar i provtagningsplanering och modellerar hälsoriskbedömningar. SADA används framförallt i USA och har utvecklats vid The Institute for Environmental Modeling at the University of Tennessee, Knoxville, USA med finansiering från US EPA (US Environmental Protection Agency) och United States Nuclear Regulatory Commission (NRC). Information om programmet finns på <http://www.tiem.utk.edu/~sada/> där man också hänvisar till ett antal av de undersökningar där SADA ingått.

Andra programvaror för miljö- och hälsoriskbedömningar (ERA)

Sullivan *et al.* (1997) listar ett antal programvaror som används som verktyg för att utföra områdeskaraktärisering (inklusive provtagningsplanering) och

riskbedömningar vid förorenad mark. De innehåller inte direkt någon utvärdering av olika efterbehandlingsmetoder, men kan hjälpa till med att bedöma förutsättningarna för och behovet av sanering. Dessa är:

- API-DSS – American Petroleum Institute-Decision Support System for Exposure and Risk Assessment;
- GandT – Ground water Analysis and Network Design Tool;
- GMS – Groundwater Modeling Systems (EMS-I, 2004);
- MAPER – Multi-sensor Analysis Program for Environmental Remediation;
- MODLP – Linear optimization for capture zones;
- OPTMAS – Optimization Program to Minimize Analytical Sampling;
- PLANET – Pump Layout and Evaluation Tool;
- PLUME – Evaluation of plume locations;
- PRECIS – Probabilistic Risk Evaluation and Characterization Investigation Systems;
- SitePlanner – Development of data collection plans;
- SmartSampling – economic risk-based decision analysis for collecting data.

4.2 Kostnadsnyttoanalyser (CBA och CEA)

Kostnadsnyttoanalyser, eller med engelsk terminologi Cost-Benefit Analysis (CBA), och kostnadseffektivitetsanalyser, Cost-Effectiveness Analysis (CEA), har ett ekonomiskt fokus, genom att göra en (samhälls)ekonomisk analys av en viss insats (t ex Brent, 1996; Hauger *et al.*, 2002; U.S. EPA, 2000). Kostnad-nytta analys (CBA) innebär att man försöker besvara frågan huruvida nyttan av insatsen överväger kostnaden för att genomföra den (t ex Brent, 1996; Hauger *et al.*, 2002; U.S. EPA, 2000). Kostnadseffektivitetsanalysen (CEA) är en förenklad version av CBA där man avser att ta fram det minst kostsamma alternativet för att uppnå ett givet mål (t ex Bardos *et al.*, 2002). En av svårigheterna med den här typen av analyser är att formulera t ex miljönytta i monetära termer. Det finns ett antal miljöekonomiska metoder utvecklade för just den typen av värderingar, sammanfattade i t ex Brent, (1996), Hanley & Spash (1993), NRC (1997), NV (2002b), U.S. EPA (2000). I tabell 3 ges en summering av olik miljöekonomiska metoder från Hanley and Spash (1993) med kompletteringar från NRC (1997).

På en strategisk nivå för att föreslå delmål till de nationella miljö kvalitetsmålen, rekommenderade NV att en presentationsmodell för samhällsekonomiskt beslutsunderlag enligt riksrevisionsverket användes för att ta fram underlagsmaterial (NV, 1999b). Naturvårdsverket beskriver vidare i NV (2003b) hur en samhälls-ekonomisk konsekvensanalys bör genomföras. Analysen innehåller följande moment: (1) analysera problemet, (2) sätt upp mål, (3) beskriv referensalternativet, (4) identifiera och beskriv möjliga åtgärder, (5) identifiera konsekvenserna, och (6) beskriv konsekvenserna. Dessutom har man tittat på miljöekonomiska metoder

för värdering av vattenresurser som ett led i en värdering av miljö kvalitet (NV, 2002b).

Tabell 3. Sammanfattning av metoder för värdering av miljöresurser enligt Hanley & Spash (1993) och NRC (1997)

INDIREKTA METODER	BESKRIVNING
<i>Derived demand and production cost estimation techniques or dose-response functions.</i>	Dessa tekniker ansätter ett värde på en miljöresurs som används i en produktionsprocess genom att försöka identifiera förhållandet mellan miljö kvalitet och marknadsvärdet av den producerade produkten. Värdet kan beskrivas kvantitativt eller kvalitativt.
<i>Averting behaviour method or the avoided cost approach.</i>	Denna metod avser identifiera förhållandet mellan kvalitén i en miljöförändring och hushållsutgifter. Hushåll kan reagera på olika sätt, men oftast defensivt, på förändringar av konsumtionsvaror och naturresurser.
<i>Hedonic price/pricing method (HPM).</i>	Hedoniska metoden försöker bedöma förhållandet mellan hur högt individer värderar ren miljö och marknadsvärden. Metoden baseras ofta på marknadsvärden på bostäder.
<i>Travel cost method (TCM).</i>	Resekostnadsmetoden är ett indirekt sätt att fastställa ett värde, t ex för ett naturområde, genom att studera hur mycket människor faktiskt är beredda att betala för att få uppleva det. Vad en person betalat i resekostnad, övernattning, logi etc. för att vistas i området är ett mått på att man tycker det är värt att betala så mycket för denna upplevelse. Genom att be ett representativt urval besökare besvara hur mycket de betalat för sin resa kan ett ekonomiskt värde beräknas (från Peterson & Klint Jensen, 2006).
DIREKTA METODER	BESKRIVNING
<i>Contingent valuation method (CVM).</i>	Värdet som erhålls baseras på direkta frågor som ställts för att få reda på människors betalningsvilja (willingness to pay, WTP) eller viljan att acceptera visst utlägg för en nytta (willingness to accept, WTA). Metoden har använts till flera olika nyttoperspektiv, t ex för att stoppa utrotningen av vargar i Sverige eller minska utsläppen av eutrofierande ämnen i Östersjön med 50 %.
<i>Conjoint analysis or contingent ranking method.</i>	Denna metod baseras på att man ber personer rangordna ett urval hypotetiska alternativ.
<i>Contingent behaviour (or activity) method.</i>	Metoden bygger på hypotetiska frågor kring olika aktiviteter kring miljörelaterade varor och tjänster.

I Europa används flera av dessa metoder (enskilt eller samverkande) bland annat för att finna de mest effektiva styrmedlen (t ex skatteförslag och lagförslag) i arbetet med ta fram underlag till gemensamma överenskommelser samt för direktiv och åtgärdsförslag. Man arbetar bl a med integrated assessment modellering, dvs integrerad miljöbedömning (Bailey *et al.*, 1996, se nedan). Studier genomförda av ekonomiska värderingar av miljö och naturresurser finns redovisade i t ex Moberg *et al.* (1999) och Amigues *et al.* (2002).

4.2.1 Exempel på cost benefit analyser inom miljövard

4.2.1.1 INTEGRERAD MILJÖBEDÖMNINGSMODELL

I en integrerad miljöbedömning behandlas information och fakta från olika sektorer som kan relateras till ett eller flera miljöproblem behandlas samtidigt (Bailey *et al.*, 1996). En sådan modell är t ex RAINS modellen som skall främja kostnadseffektiva strategier för att begränsa utsläpp. I modellen används olika moduler för att kombinera data som rör framtida utveckling inom ekonomi, jordbruk och energi i europeiska länder (finns även för Asien), utsläpp från olika sektorer, åtgärder för

olika sektorer och länder, åtgärdskostnader, spridningsdata för föroreningar, befolkningstäthet och olika ekosystems känslighet för de föroreningar man studerar. De data som tagits fram optimeras sedan för att få fram kostnadseffektiva strategier. Modellen kan användas för att bedöma regionala kostnader och miljövinster liksom för att ta fram det mest kostnadseffektiva alternativet för att nå ett förutbestämt mål (<http://www.iiasa.ac.at/~rains>). Ett sådant verktyg är av intresse på nationell och internationell nivå. Inom förorenad mark skulle en motsvarande modell kunna användas för att prioritera områden, samt för övergripande strategi och miljöbedömning för sanering av förorenade områden på nationell nivå.

4.2.1.2 AVGIFTSKORRIGERINGAR

Ett mer begränsat exempel finns beskrivet i en sammanställande introduktion och översiktlig skrift om samhällsekonomiska kalkyler (Mattson, 1970) som handlar om avgiftskorrigerar av externa effekter vid olika marknadsformer. Exemplet beskriver en analys kring om man kan komma tillrätta med miljöförstöring genom att införa avgifter. Exemplet bygger på att det vid en sjö finns ett antal cellulosa fabriker som genom sin verksamhet förorenar vattnet fören mängd livsmedelsfabriker. Livsmedelsfabrikerna är beroende av vattnet och har ursprungligen lokaliserats till området för tillgången till den stora mängden rent vatten vilken minskar till följd av cellulosafabrikernas verksamhet. Exemplet belyser under vilka förutsättningar olika insatser inom cellulosaindustrin är lönsam. De förutsättningar som beaktas är dels fullständig konkurrens där livsmedelsfabrikerna inte har lagliga förutsättningar att kräva kompensation och där de inte heller har ekonomiska förutsättningar att på annat sätt kräva av cellulosaindustrierna att de minskar föroreningsmängden. Exemplet belyser vad en miljöavgift, motsvarande x kronor per ton producerad cellulosa, skulle innebära ur välfärdssynpunkt för samhället. Dels beaktas på motsvarande sätt inverkan av en miljöskatt av motsvarande storlek som miljöavgiften för ett cellulosa monopol i området. Under de antaganden och förutsättningar som ges i exemplet leder en miljöavgift under fullständig konkurrens till en välfärdsvinst emedan i monopolsituationen ger skatteökningen såväl en fördyrad produkt, minskad produktion och bidrar inte till minskad vattenföroreningsgrad (Mattson, 1970).

4.3 Ekonomisk värdering vid marksanering

De traditionella kostnadnyttoanalyserna görs på en samhällsövergripande beslutsnivå. Vid beslut om förorenade markområden är huvudfrågan för beslutsfattare oftast om det av hälso- eller miljöskäl, framförallt på lokal nivå, är värt att sanera och vilken teknisk metod som i så fall är mest effektiv. De frågor som oftast beaktas är hur stor riskreduktion man får samt om gällande riktvärden uppnås för olika saneringsalternativ. Vissa socioekonomiska aspekter såsom t ex hur olika saneringsresultatet påverkar arbetsmiljön, människors hälsa, marknadsvärdet och exploateringsmöjligheten, i närområdet och även värdet av att efterlämna ren miljö till framtida generationer kan ingå men det är sällan man innefattar ekonomisk värdering på ett övergripande plan såsom inverkan på regionens utveckling t ex gällande industri och annan näring. För de aspekter som beaktas ingår, liksom för

kostnad-nytto-analyser på en mer övergripande politisk beslutsnivå, en framtida ekonomisk värdering. Den ekonomiska värderingen baseras dock i hög grad på produktions och konstruktionskostnader, samt nyttan för riskreduktionen för olika åtgärder och förväntade resultat. Dessa kostnader kan vara kända men ofta görs olika antaganden för t ex värdet av den aktuella riskreduktionen som sedan jämförs med vilka saneringsinsatser som är motiverade. Kostnader innefattar diskontering och ansätts efter dagens mark- och penningvärde. För de värden som ansätts görs också en bedömning av värdets osäkerhet. Osäkerheten kan vara känd men ofta görs också olika antaganden kring denna avseende spridning samt storlek. Eftersom en stor del av studien bygger på antaganden med känd eller antagen osäkerhet görs också en analys av hur ett visst värde på de olika värderingsfaktorerna påverkar resultatet, d v s valet av ett visst värde och dess osäkerhet bedöms för varje åtgärdsalternativ.

Bardos och Lewis (2001) redovisar att det finns delade meningar om huruvida kostnad-nytta analyser är den bästa vägen för att avgöra vad som är kostnadseffektiva och hållbara alternativ för efterbehandling av ett förorenat område. Under 2001 genomfördes en workshop inom NICOLE på ämnet kostnadseffektiva efterbehandlingstekniker. De tveksamheter som där lyftes upp gällde: (1) tillförlitligheten och reproducerbarheten av värderingar av nytta och effekt i ett bredare perspektiv, (2) trovärdigheten av dessa värderingar hos alla intressenter, (3) komplexiteten i värderingsmetoderna och svårigheten att kommunicera resultaten, och (4) en grundläggande oro över att reducera bredden av frågor gällande hållbar utveckling till ett enda mått, även om det måttet inte är pengar. Acreman (2001) skriver i samband med beslutsstödsverktyg för vattenresurshantering att ekonomiska kriterier bör kompletteras med andra, d v s att använda ett multikriterieanalytiskt ramverk istället för enbart ekonomiskt beslutsstöd.

4.3.1 Exempel på ekonomisk värdering vid marksanering

4.3.1.1 RBA – RISKBASERAD BESLUTSANALYS FÖR VAL AV SANERINGSÅTGÄRD

En variant av kostnadsnyttoanalyser är analyser där man viktat kostnader och nyttor med sannolikheten för att de skall falla ut. En sådan osäker kostnad, eller probabilistisk kostnad, kallas ofta för riskkostnaden. I vissa sammanhang kallas detta för riskanalys, men det är nog bättre att referera till det som risk-kostnad-nytta-analys. Anledningen är att man då visar upp att man har ett ekonomiskt perspektiv på riskanalysen. Ett ofta tillämpat beslutskriterium när man gör en sådan analys av ett antal olika alternativ är att minimera den förväntade totalkostnaden. Att vikta kostnader med sannolikheten att de skall falla ut är ett vanligt koncept inom beslutsteori, men man kan tillämpa olika typer av beslutskriterier (t ex Baird, 1989; Hansson, 1991; Johannesson, 1998)). Andra referenser som behandlar beslutsanalys där kostnader viktas med sannolikheten att de skall falla ut (risk-kostnad-nytta eller riskanalys) är t ex Bage *et al.* (2002; 2003), Dakins *et al.* (1994), Dakins *et al.* (1996), Freeze *et al.* (1990), Marin *et al.* (1989), Norrman (2004) och Varis (1997). Beslutsanalys eller beslutsteori innefattar egentligen en mycket stor mängd tekniker för att utvärdera olika beslutsalternativ gentemot

varandra, men gemensamt är att de hanterar beslut under osäkra förhållanden. Det vill säga beslutssituationer där man inte har tillgång till helt säker information.

I en avhandling från ett doktorandprojekt finansierat av Statens Geotekniska Institut (SGI) appliceras beslutsanalys i ett risk-kostnad-nytta perspektiv på ett antal fallstudier (Norrman, 2004). I analysen tas hänsyn till de osäkerheter som finns i informationen som utgör basen för analysen. Fallstudierna som har genomförts behandlar nedläggning av en deponi, mellanlagring av använd asfalt, ombyggnad av väg samt sanering av en del av en förorenad industritomt i Gullspång. I fallstudierna behandlas miljökonsekvenser i ekonomiska termer för att kunna jämföra olika alternativ. Liksom vid studier på en nationell eller europeisk politisk beslutsnivå bedöms nyttan, Φ , för ett visst åtgärdsalternativ, i , enligt ekvationen nedan.

$$\Phi_i = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} \{ (B_{it}^p + B_{it}^a) - (C_{it}^p + C_{it}^a) \}$$

Där B_{it}^p är nyttor för problemägaren av att genomföra åtgärdsalternativet i vid tiden t ,

B_{it}^a är nyttor för andra än problemägaren av att genomföra åtgärdsalternativet i vid tiden t ,

C_{it}^p är kostnader för problemägaren av att genomföra åtgärdsalternativet i vid tiden t ,

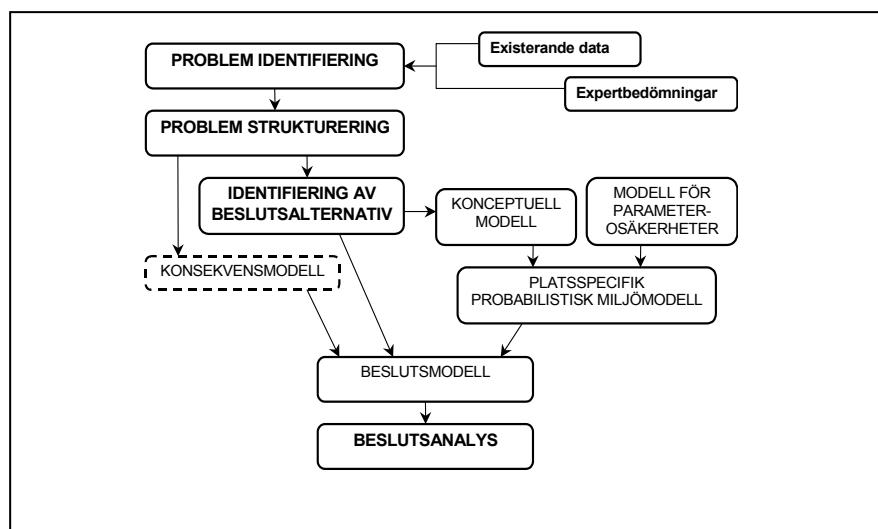
C_{it}^a är kostnader för andra än problemägaren av att genomföra åtgärdsalternativet i vid tiden t ,

T är tidshorisonten som beaktas och

r är diskonteringsräntan.

Metodiken är vid dessa fallstudier beskriven med hjälp av ett ramverk, se Figur 1 nedan, som underlättar arbetsgången. Ramverket i sig kan vara till nytta även om man inte utför en helt kvantitativ beslutsanalys eftersom det hjälper till med att ställa upp mål och att dokumentera processen.

En av fallstudierna är ett projekt för Vägverket där man har utrett ombyggnation av en vägsträckning placerad på gruvavfall som lakar ut metaller till omgivningen. Ombyggnationen kan genomföras med alternativa tekniska lösningar som var och en bidrar olika mycket till att reducera utlakningen av metaller. De olika alternativen jämförs genom att analysera deras effektivitet m a p metallreduktion och kostnader. Bedömningen innefattar stokastiska beräkningar av förväntat metalläckage till närliggande större vattendrag och olika ansatser av ekonomiskt värde av miljönyttan med att förhindra metalläckage till närliggande större vattendrag.



Figur 1 Schematisk beskrivning av arbetsgången, eller ramverket, som tillämpats för bedömning av miljökonsekvenser i ekonomiska termer vid ombyggnation av en vägsträckning placerad på gruvavfall som lakar ut metaller till omgivningen (Norrman *et al.*, 2005).

Resultatet av studien visar att borttransport av de metallrika gruvmassorna inte är ekonomiskt eller miljömässigt lönsamt. Detta beror på höga investeringskostnader samt mycket stor sannolikhet för metalläckage vid uppgrävning.

Arbetsmetodiken är användbar eftersom den synliggör betydelsen av olika antaganden och dess osäkerheter, liksom osäkerheter i underlaget för riskbedömningen. I de aktuella fallen beaktas inte andra miljöeffekter än det lokala metalläckaget. Om andra miljörelaterade eller andra mjuka parametrar beaktades kanske ett annat resultat hade blivit mer kostnadseffektivt. Arbets sättet och fallstudien finns beskrivna bland annat i en vetenskaplig artikel (Norrman *et al.*, 2005).

Liknande arbetssätt har använts vid statligt finansierade projekt. Till exempel har det använts för att bedöma miljönyttan av olika åtgärdsförslag för Oskarshamns hamn (Rosén *et al.*, 2005). Ytterligare ett objekt där metodiken använts är ”Prövedovisning av utredningsföreläggande angående förorenade områden vid Nynäs Refining” av Geo Innova (2005). Detta objekt ingår också i de intervjustudier som presenteras längre fram i denna rapport.

Viktiga avväganden som kan påverka analysen är vilka händelser som skall beaktas, sannolikhetsbedömningar, ekonomiska konsekvensuppskattningar samt tids-horisonten. Det kan emellertid finnas värden att beakta som är svårbedömda, t ex förändrat fastighetsvärde, Goodwillvärde som eventuellt uppkommer vid saneringen, värdet att överlämna ren miljö till kommande generationer (arvsvärden), värdet att kunna använda marken till något annat längre fram (optionsvärden), värdet att veta att miljön är ren även om det inte har något fysiskt inverkan s k existensvärden (Geo Innova, 2005), samt andra miljöfaktorer såsom resurs- och energianvändning.

4.3.1.2 SOIL VALUE BALANCE

Soil Value Balance - modellen är utvecklad i Tyskland under översyn av det tyska federala Naturvårdsverket (Federal Environmental Agency, 1999, 2000; Grimski, 2000). Det är en metod som lokala myndigheter kan använda i markexploateringsfrågor genom att jämföra effekterna av ett exploateringsprojekt mellan områden som är förorenade i olika hög grad. Dessa områden kan vara t ex ett rent område som jämförs med ett förorenat, eller två förorenade områden som jämförs med varandra.

Tre aspekter av varje område utvärderas: (1) områdespotential för kommersiell användning från den lokala myndighetens perspektiv, (2) exploateringspotential för området från investerarnas perspektiv, samt (3) områdets samhällliga värde. Den sista punkten består av tre delar: det ekologiska värdet av området, områdets värde för kommunens situation och utveckling, och områdets värde ur ett regionalt perspektiv m a p regionens organisations- och utvecklingsstruktur. Sammanlagt är det 26 kriterier som skall poängsättas på en tre- eller fempoängsskala och därefter konverteras till monetära termer i enheten Euro/m². Områdets samhällliga värde poängsätts dessutom i relation till före/efter exploatering av området. Det resulterande värdet av exploatering av ett specifikt område ges av att summera värdet av områdespotentialen, exploateringspotentialen, skillnaden mellan områdets samhällliga värde före och efter exploatering och försäljningsvinsten *minus* kostnaderna för förberedning och sanering av området.

4.3.1.3 ENGLAND OCH WALES ENVIRONMENTAL AGENCY – BENEFIT TRANSFER TECHNIQUES

England och Wales Environmental Agency har utvecklat en preliminär metodik för att värdera den miljömässiga och sociala kostnaden och nyttan av planeringsbeslut gällande vattenresurser i enlighet med gällande lagstiftning (McMahon and Postle, 2000). Grundprincipen för metoden är att maximera värdet av en vattenenhet m a p användning genom att beräkna en total nuvärdeskostnad per kubikmeter för varje alternativ vattenstrategi. Den totala nuvärdeskostnaden inkluderar förutom företagets kapital- och underhållskostnader dessutom miljö- och samhällliga kostnader. Den strategi som ger den lägsta totala nuvärdeskostnaden per kubikmeter över en 25-årsperiod är det mest optimala i den föreslagna metodiken.

För att kunna värdera miljö- och samhällliga faktorer föreslogs användning av ”benefit transfer techniques”. Med detta menas att man använder data från värderingsstudier som redan är gjorda och överför data till den specifika situation som man vill analysera. Detta innebär givetvis vissa svårigheter och man framhäver att värderingen endast skall ses som indikationer på ett ”riktigt” värde. Den preliminära metodiken är testad med framgång men det kvarstår osäkerheter gällande huruvida metodiken säkerställer en optimal balans mellan utvecklandet av vattenresurser och skydd av miljön.

4.3.2 Exempel på andra verktyg för ekonomisk värdering för val av saneringsåtgärd

Nedan anges några programvaror som finns tillgängliga för att göra ekonomisk värdering som underlag vid val av åtgärd av förorenad mark.

- The WILMA system for Cost Benefit Analysis / Multi Criteria Analysis for a remediation project, mjukvara under utveckling i Tyskland (Bardos *et al.*, 2002).
- Cost Benefit Analysis for Remediation of Land Contamination, arbetsriktlinjer, Storbritannien (Bardos *et al.*, 2002).

4.4 Livscykelanalyser (LCA)

Livscykelanalyser (LCA) tar ett bredare grepp på miljöutredningar än lokala riskbedömningar. Istället för att enbart bedöma den lokala påverkan så betraktar man ett efterbehandlingsprojekt från ”vaggan till graven”. LCA är ett samlingsnamn för analyser som syftar till att beskriva en produkt eller tjänsts totala miljöpåverkan (Ribbenhed *et al.*, 2002).

LCA har utvecklats under många år och i början av 90-talet fick metodiken en bred accepterad struktur och terminologi (t ex UNEP, 1996). ISO (International Organisation for Standardisation) har sedan byggt sitt arbete på detta och utvecklat standarder, den s k ISO 14040 serien. Det finns flera summerande, beskrivande och jämförande texter kring LCA t ex Lindfors *et al.*, 1995, UNEP, 1996, Moberg *et al.*, 1999, Baumann & Tillman, 2004). Principer samt struktur för LCA finns i ISO 14040:1997.

En livscykelanalys består av fyra delar:

- (1) Definition av mål och omfattning, inklusive definition av antaganden och avgränsningar (ISO 14041:1998)
- (2) Inventeringsanalys innefattande kvalitativ och/eller kvantitativ sammanställning av in- och utflödesdata av material och energi för alla delar, processer och delsteg i det undersökta systemet (ISO 14041:1998)
- (3) Miljöpåverkans bedömning som innefattar en *klassificering* av påverkan i kategorier, *karaktärisering* samt *viktning* (ISO 14042:2000)
- (4) Tolkning av resultat (ISO 14043: 2000). Tolkning av resultaten från del 1 till 3 görs i relation till studiens mål och med hänsyn tagen till osäkerheter och avgränsningar.

Inom LCA värden pågår en utveckling mot platsberoende metoder (t ex Potting *et al.*, 1998; Udo de Haes *et al.*, 1999). Bakgrunden är att kritik har riktats mot att alla emissioner betraktas som likvärdiga oavsett var och när de sker. Det är viktigt att komma ihåg att LCA inte ska vara en enbart kvantitativ metod utan även kvalitativa aspekter skall ingå (Moberg *et al.*, 1999).

Avgränsningen av en LCA-studie i tid, rum och processer påverkar slutresultatet i allra högsta grad. T ex så är nyttan av en sanering ofta lokal, medan miljökostnader för en sanering kan ske på både lokal, regional och global skala. Ett antal studier av efterbehandlingsobjekt gjorda med ett livscykelanalytiskt perspektiv finns i t ex Bouwman & Moll (2002), Bender *et al.* (1998), Diamond *et al.* (1999), Johnsen *et al.* (2000), Owens (1997), Page *et al.* (1999), Ribbenhed *et al.* (2002), Schenck (2001); Vignes, 1999; Volkwein *et al.*, 1998; Volkwein *et al.*, 1999) och en litteraturoversikt av livscykelanalyser anpassade och utförda på saneringsobjekt finns skriven av (Suèr *et al.*, 2004). LCA är en mycket heltäckande metod och kan därför också vara resurskrävande, å andra sidan är den väletablerad – många studier har gjorts och en del data är förhållandevis lättillgängliga.

Fördelarna med livscykelperspektivet är en helhetssyn på miljön vid sin bedömning. Detta kan vara av betydelse vid val av saneringsteknik och för prioritering av saneringsobjekt. Till exempel i ett område där organiska föroreningar, såsom BTEX och PAH, är dimensionerande kan åtgärdsalternativen bland annat vara naturlig självrening, aktiv biologisk rening genom tillsats av slurry, inkapsling, bortgrävning för deponi eller olika metoder för jordtvätt och kombinationer av dessa åtgärdsförslag. För att få en helhetssyn av miljönyttan av dessa alternativ är det relevant att man i sin bedömning innefattar hur mycket ett åtgärdsalternativ bidrar till utsläpp av BTEX och PAH till luften, dels till följd av själva åtgärden (arbetsinsatsen) på plats, men också genom de transporter som krävs. Bidrar alternativet till betydande luftutsläpp av samma ämnen man skall sanera för? Är hälso- och miljövinsten på plats större än luftbidraget till dessa föroreningar, för vilket eller vilka alternativ är åtgärden hälso- och miljömässigt motiverad? På samma sätt kan mängden energi och bidraget till växthuseffekten som krävs för olika åtgärdsalternativ bedömas. Beroende på vad marken skall användas till kan också ny jord eller nytt fyllnadsmaterial behöva ersätta eventuellt uppgrävt material. Detta kräver uttag av nytt material, till exempel naturgrus eller annat material, som innebär miljökostnader i samband med att det tas ut eller produceras. Enligt de svenska miljömålen är marken i sig en miljöresurs. Då uppstår frågan om det är miljömässigt lönsamt att t ex flytta den aktuella förorenade massa till deponi eller mellanlager eller kan man acceptera befintlig risk till följd av en liten total miljönytta i relation till den riskbedömning som gjorts. Eller finns det andra lösningar som kräver lite energi, få transporter, liten markanvändning och minimalt användande av resurser (framförallt icke förnyelsebara) och samtidigt ger en acceptabel risk eller riskreduktion?

Denna översiktliga miljöanalys kan vara till nytta för att se om en, på många sätt miljömässigt bra saneringsmetod, kan förbättras genom en enkel insats som t ex energieffektivisering för att på det sättet ta fram miljövänligare saneringsmetoder.

En liknande helhetssyn kan också vara användbar för att prioritera olika saneringsobjekt t ex inom ett län eller för att besluta att lämna ett område utan att sanera för tillfället och istället sanera ett annat. Detta kan också vara underlag för beslut att avvakta sanering för att man kan förvänta sig bättre teknik i framtiden (givet är att inte det inte föreligger akut behov av sanering).

En aspekt som inte ingår i en miljöbedömning med livscykelperspektiv är tidsåtgången för åtgärd. Till exempel vid ett exploateringsintressant område är naturlig självrening ointressant eftersom det tar för lång tid. Men om exploateringen i sig kräver uppgrävning är det snarare hur man väljer att behandla de förorenade massorna som kan bedömas. Kan de användas och i så fall till vad och var eller skall de deponeras? Vad är mest fördelaktigt ur miljösynpunkt.

4.4.1 Exempel på livscykelanalys

LCA har, tillsammans med bedömning av kostnader och teknik, utnyttjats för val av behandlingsteknik av förorenad mark men även för eftervärdering av metoder som använts då behandlingen utfördes. Det finns få, eller inga, studier där en LCA gjorts som en del av en riskvärdering inför val av åtgärds mål eller val av saneringsmetod inför en sanering. Nedan beskrivs två tillfällen då LCA använts i Sverige.

4.4.1.1 LCA - VERKTYG FÖR ATT VÄRDERA TEKNIKER FÖR SANERING AV FÖRORENADE MASSOR

Ribbenhed *et al.* (2002) har utfört en LCA för att värdera tekniker för sanering av förorenade massor. Studien är baserad på redan utförda saneringar i projektet ”Lyftkranen”. Den innefattar olika saneringstekniker som behandlade samma typ av jord, lera respektive sediment. För respektive saneringsteknik inventerades material- och energiflöden exklusive tillverkning av transportfordon m.m., men inklusive de delprocesser som är inkluderade i saneringssystemet (framtagning av material, kemikalier, energiråvaror, energiförsörjning, transporter, saneringsprocesser, kvittblivning av avfall). De parametrar man analyserade var: växthuseffekt, försurningspotential, eutrofieringspotential, bildning av marknära ozon, energianvändning samt reningseffektivitet. Dessutom ingick ekotoxicitet samt humantoxicitet. Faktorer som inte ingick i analysen är bland annat markanvändning, avfallsproduktion samt resursförbrukning. I karaktäriseringen har de olika bidragen inom varje miljöpåverkanskategori viktats samman till en gemensam enhet. Till exempel används kg koldioxid ekvivalenter per kg emission för kvantifiering av bidrag till växthuseffekt.

Syftet med studien var att ta fram faktaunderlag för bedömning av olika tekniker för sanering av förorenad jord och sediment i ett helhetsperspektiv samt möjliggöra underlag för diskussion av olika saneringsmetoders verkliga för- och nackdelar (Ribbenhed *et al.*, 2002). Nyttan med en LCA studie som den som beskrivs i Ribbenhed *et al.* (2002) kan vara att bedöma miljöoptimal nytta med utgångspunkt från befintlig teknik, men också att peka på svagheter, samt vilka effektiviseringar som kan och bör göras för att en teknik skall bli miljömässigt intressant, t ex i jämförelse med att deponera massor.

4.4.1.2 HANTERING AV TJÄRHALTIGA VÄGMASSOR

En LCA-baserad studie av hanteringsalternativ för uppgrävda tjärhaltiga vägmassor har utförts för tre olika fallstudier i Sverige, två riksvägar samt en mindre omdragning inne i tätort, i Sverige. Studierna finns sammanfattade i Lind *et al.* (2004) samt Andersson-Sköld *et al.* (2005). Även i denna studie ingår energiförbrukning, växthuseffekt, försurning, eutrofiering, bildning av marknära ozon, partikelbildning, energianvändning men även emissioner till mark och vatten (d v s lakning till följd av lakbarhet samt nederbörd, perkolation och infiltration), markanvändning och resursförbrukning. Studien innefattade även reningseffektivitet och direkta ekonomiska kostnader. Den tidsberoende aspekten beaktas vid bedömning av emissioner till mark och vatten från massorna. Resultaten från dessa studier visar att återanvändning genom bitumeninkapsling av de tjärhaltiga massorna är, både miljömässigt och ekonomiskt, det mest fördelaktiga alternativet.

Nyttan av studien är att man får underlag för att göra en total miljöbedömning av olika åtgärdsalternativ med utgångspunkt från befintlig teknik och kunskap. Det ger ett transparent underlag för val av åtgärd. Studier som dessa kan vara av betydelse för att studera den totala miljönyttan vid prioritering av förorenade områden, men kan också vara en del av underlaget för val av åtgärdsalternativ. Det är ett användbart och transparent verktyg för att väga olika effekter inklusive kostnader mot varandra.

De LCA studier som beskrivits beaktar inte kostnader på längre sikt eller andra aspekter, vilket dock skulle kunna ingå. De olika parametrarna skulle också kunna anges i monetära termer och ingå i en kostnad-nytta-analys eller vara del av en multikriterieanalys.

4.4.1.3 LIVSCYKELVARIANT SOM ANVÄNDS I DANMARK

Det finns för närvarande ingen generell riskvärderingsmetod som rekommenderas från centralt håll i Danmark (Miljøstyrelsen). Däremot har Banestyrelsen/DSB genomfört ett projekt ”Miljørigtig oprensning af forurennet jord og grundvand” där man tillämpat en metod för att ha med de samlade miljöpåverkningarna som ytterligare en beslutsparameter vid val av efterbehandlingsmetod vid förorenade områden (ScanRail Consult, 2000). Projektet finns dokumenterat på en cd som kan beställas från Lars Deigaard på Trafikstyrelsen i Danmark. Metoden baseras på ett livscykelanalytiskt synsätt på de material och processer som ingår i ett efterbehandlingsprojekt. Det vill säga, förutom att arbeta mot målet med ett efterbehandlingsprojekt i relation till framtida markanvändning, och grund- och ytvattenresurser, så utvärderas nyttan i form av minskning av toxikologiska effekter på människan och ekosystemen och kostnader i form av konsumtion av energi- och materialresurser och utsläpp till omgivningen. De traditionellt styrande beslutsparametrarna är ekonomi, funktion och tid, men genom att dessutom inkludera miljönytta och kostnad vill man främja synen att få ”mest miljö för pengarna”.

4.4.2 Exempel på programvaror för LCA

- Environmental Balancing of Soil Remediation Measures – Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren, mjukvara (Tyskland).
- REC - Risk Reduction – Environmental Merit – Costs

REC är ett verktyg i Excel/Virtual Basic utvecklat i Nederländerna (Drunen *et al.*, 2000) och det är egentligen endast en av delarna som har ett livscykelperspektiv, den som avser miljöförtjänsten (Environmental Merit). Den första delen, riskreduktion, avser att bedöma riskreduceringen på en lokal skal, d v s jämförbart med en riskbedömning. Kostnader som avses är de direkta kostnader en viss efterbehandlings teknik medför, satta med ett förväntat värde, max och min, samt diskonterade.

4.5 Multikriterieanalys/multiattribut (MCA/MAT)

Multikriterieanalys går ut på att jämföra olika alternativa åtgärder med avseende på olika typer av kriterier, såsom ekonomiska, miljömässiga eller samhälleliga. Raderna i en multikriteriematris (eller effekttabell som Ferrarini *et al.* (2001) kallar det) är definierade av vardera alternativ och kolumnerna är definierade av de valda målkriterierna (Drechsler, 2004). Varje element i matrisen skall således tala om hur väl varje alternativ uppfyller målkriterierna. Måttet på hur det uppfylls kan vara olika för de olika kriterierna, det kan vara en relativ poängsättning, eller ett mått i SEK, antal, kvadratmeter, cm/år e t c, se exempel i Tabell 4. Måtten kan vara deterministiska (d v s som ett enda värde) eller stokastiska (d v s att de anges som ett intervall eller en fördelning för att få med sig osäkerheten i bedömningen). Man kan även göra en viktning av de olika kriterierna för att få fram en rangordning för vilka anses som viktigare än andra, se t ex Mendoza & Prabhu (2003).

Tabell 4. Exempel på en multikriteriematris.

	MÅLKITERIUM 1	MÅLKITERIUM 2	MÅLKITERIUM 3
Alternativ 1	100 SEK	1000 m ²	3 poäng
Alternativ 2	300 SEK	50 m ²	10 poäng
Alternativ 3	50 SEK	100 m ²	2 poäng

Utvärderingen av matrisen kan göras på olika sätt (Drechsler, 2004). Multikriterieanalys är den enda tekniken som kan föra samman flera olika aspekter med olika mått på hur bra de uppfylls. Viktningen och översättningen till en poängskala är dock svår och bör ses över med hjälp av en känslighetsanalys. En känslighetsanalys kan reda ut hur olika viktningar påverkar resultatet av en analys. Den allra enklaste formen av MCA är helt enkelt en matris med de olika faktorerna och olika saneringsalternativ samt en kvalitativ bedömning av hur varje saneringsmetod uppfyller vardera faktor. Exempel på lite mer utvecklade studier gjorda gällande MCA/MAT är Acreman (2001), Brown *et al.* (2001), Drechsler (2004), Espelta

et al. (2003), Ferrarini *et al.* (2001), Håkanson *et al.* (2000), Lakshminarayan *et al.* (1995), Mendoza and Prabhu (2003) och Zhu & Dale (2001).

4.5.1 Exempel på tillämpningar av MCA inom miljöprojekt

4.5.1.1 NORGE

Wenstop och Seip (2001) redovisar kortfattat fem fall där multikriterieanalys blivit tillämpat i Norge: (1) strategier för bekämpning av oljespill, (2) minskning av fosfater i sötvatten, (3) huvudplan för vattenkraftsutveckling, (4) värdering av emissioner från vägtrafik, och (5) landskapsutveckling för vattenkraftsutveckling. Alla fallen analyseras utifrån vilken inverkan de haft, deras legitimitet och kvalitet. Den faktiska inverkan analyserna har haft, m a p implementering av resultatet, varierade kraftigt. Legitimiteten bedömdes utifrån att de som gör värderingar och viktningar av de olika mål attributen representerar relevanta intressegrupper. Kvaliteten bedömdes utifrån hur tydlig och väldefinierad analysen var.

Den första stora tillämpningen av multikriterie miljöanalys i Norge enligt Wenstop och Seip (2001) är strategier för bekämpning av oljespill. Målsättningen var att rekommendera metoder för bekämpning av oljespill för de följande 10 åren, inklusive rekommendationer för den generella beredskapsnivån i Norge. Man ansträngde sig för att fokusera på effekten av oljespill snarare än på volymen som sådan. En hierarki av målattribut ställdes upp, med skydd av fåglar, stränder och vattenlivet som miljömässiga mål och rekreation och bekämpningskostnader som antropocentriska mål. Strandskador mättes genom längden av påverkad kuststräcka, medan skador på fåglar mättes som den tid det tog för fågelpopulationen att återställas. Skador på vattenlivet mättes som ton olja som spillts i havet. Rekreation mättes i form av besöksdagar.

Man använde sig av tre paneler representerade av (1) Statens forurensningstillsyn, (2) projektets styrkommitté, och (3) en större miljöorganisation i Norge, vardera bestående av tre personer. Värderingen av de olika målattributen gjordes genom parvisa kompromissbedömningar m h a interaktiv mjukvara. Det skedde ingen kommunikation mellan panelerna, men de tre panelerna kom ändå fram till likvärdiga värderingar.

Resultatet av multikriterieanalysen var att man konstaterade att den då rådande beredskapsnivån var 80 till 600 gånger för hög i jämförelse med panelernas värderingar och effekten blev att Norge idag har en betydligt lägre beredskapsnivå. Den största kritiken mot analysen var att spännvidden av möjliga katastrofer p g a ett omfattande oljespill var så stor att det helt enkelt var svårt för personerna i panelerna att kunna värdera dem eftersom man har svårt att känslomässigt kunna relatera till dessa scenarier.

4.5.1.2 NEDERLÄNDERNA

Miljökonsekvensbeskrivningar (Environmental Impact Assessment – EIA) är väl etablerade och obligatoriska i Nederländerna för alla aktiviteter, i privat såväl som i offentlig sektor, som kan medföra allvarliga miljöstörningar (Janssen, 2001). MCA är vanligt använt för att stödja vissa av faserna i en EIA såsom i den översiktliga

diskussionen av alternativ som i den senare sammanställningen och värderingen av konsekvenser. Under senare år har dock användningen av MCA ökat och även skiftat från att jämföra mycket olika alternativ på en strategisk nivå till att jämföra ganska liknande alternativ på en detaljerad projektnivå. Janssen (2001) menar att under de sista 5-10 åren så har en ytterligare kvantifiering av miljömanagement, ökad storlek och komplexitet på projekten, samt en ökad medborgarmedverkan i beslutsprocessen, skapat ett behov av att kunna kommunicera stora mängder information på ett strukturerat och transparent sätt. Detta har i sin tur dramatiskt ökat användningen av MCA eftersom MCA tillåter långa listor av målattribut, även om många av dem tilldelas låga vikter. Men den här aspekten av MCA tilltalar det konsensus sökande tillvägagångssättet i Nederländsk miljöbeslutsfattande där medborgarnas medverkan är en del av systemet och alla relevanta aktörer måste bli tillfrågade.

Janssen (2001) listar 21 stycken exempel där MCA är använt i nederländska EIA mellan åren 1992 – 2000. Omfattningen av problembeskrivningen varierar mellan 16 och 100 stycken målattribut och 3 till 36 alternativa lösningar där olika sammanvägningsmetoder har använts. Den vanligaste är dock viktad summering, dvs när varje målattribut viktas och en medelsumma beräknas för vardera alternativ. Janssen (2001) drar ett antal slutsatser från sammanställningen gällande användningen av MCA i Nederländerna. Eftersom MCA till stor del används för att göra beslutsprocessen mer transparent och kommunikativ används helst väldigt enkla metoder (typ viktad summering) för att göra analysen så lättbegriplig som möjligt och han märker en ökad produktion av ”glassiga” och väl designade utvärderingsrapporter, där själva analysen får en ganska tillbakadragen position. Vidare menar Janssen (2001) att den faktiska inverkan som resultaten får inte alltid är helt klar. Den politiska beslutsprocessen som följer på analysen resulterar ofta i kompromissalternativ som baseras på en blandning av utvärderade alternativ, men som oftast inte jämförs på ett likvärdigt sätt med de ursprungliga alternativen. Detta kan leda till enorma ansträngningar och helt felaktiga resultat och Janssen (2001) rekommenderar att en CD-rom skickas med där utvärderingstabellerna är inkluderade för att underlätta för eventuella vidare analyser. Slutligen menar Janssen (2001) att den största metodologiska utmaningen inte ligger i att utveckla mer sofistikerade MCA-verktyg utan snarare i att utveckla metoder som stödjer problemformuleringen och alternativgenereringen.

4.5.2 Exempel på programvaror för multikriterieanalys/multiattribut DARTS

Decision Aid for Remediation Technology Selection – DARTS är en mjukvara under utveckling (Khelifi *et al.*, 2004). För att utvärdera en saneringsmetod väljs ett antal nyckelparametrar: (1) tillämpbarhet; (2) totalkostnad; (3) lägsta nåbara koncentration; (4) saneringstiden; (5) tillförlitlighet och underhåll; (6) databehov; (7) säkerhet; (8) acceptans hos allmänheten; (9) utvecklingsstatus; (10) teknikens självständighetsgrad och (11) producerade restprodukter. Dessa nyckelparametrar viktas enligt ett specifikt ratingsystem där beslutsfattaren specificerar sina preferenser. Programvaran utför därefter multikriterieanalysen och presenterar

alternativen i rangordning. En känslighetsanalys bör göras för att se hur viktningen påverkar resultatet.

Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide

Matrisen FRTR (FRTR, 2004) är en referensguide till olika saneringsmetoder och deras lämplighet att sanera olika typer av föroreningar. FRTR är tänkt att användas för att identifiera och utvärdera metodkandidater, för att underlätta beslut vid slutligt val av saneringsmetod i saneringsprojekt. Matrisen tillhandahåller saneringsmetoder som visat sig effektiva för olika typer av platsförhållanden (presumtiva metoder), vilket innebär att fokus kan flyttas från platskaraktärisering till metodidentifiering och därigenom minska datainsamlingskostnader. Presumtiva metoder är metoder som US Environmental Protection Agency (EPA) anser lämpliga för olika typer av föroreningsförhållanden, baserat på historiska data, tidigare saneringsprojekt samt vetenskapliga och tekniska utvärderingar av saneringsmetoder. För utvärdering av vilka metoder som kan vara lämpliga för ett förorenat område, behövs uppgifter om vilka föroreningar som är aktuella, vilka media som är förorenade (jord, berg, sediment, grundvatten e t c), projektets kostnads- och tidsbegränsningar samt metodkandidaternas utvecklingsstatus och tillförlitlighet. Genom att bestämma dessa parametrar, ger matrisen ett eller flera förslag på metodkandidater och deras fördelar och nackdelar samt lämplighet att operera i olika geologiska, geohydrologiska och geokemiska miljöer (från Engqvist & Lindquist, 2004). Screening-matrisen är en förenklad MCA-teknik eftersom man inte viktar de olika kriterierna utan bara har en lista som man ”bockar av”.

ABC for industrial contaminated sites

Screeningverktyget ABC, Assessments Benefits and Costs (TNO, 2004), riktar in sig på tre analyser: (1) huruvida platsens karakteristika tillåter olika typer av saneringsmetoder; (2) nyttan med sanering innehållande bl a en LCA-bedömning; och (3) kostnader för mänskliga resurser, material och utrustning. En skillnad mellan FRTR och ABC är att FRTR, förutom föroreningstyp, främst bygger på ekonomiska förutsättningar, medan ABC även tar med geologiska och hydrologiska parametrar (Engqvist & Lindquist, 2004). ABC-verktyget är utvecklat inom ramen för ett EU-projekt ”PURE – Protection of the groundwater resources at industrially contaminated land”. Även ABC-verktyget är en förenklad MCA-teknik då det inte sker någon viktning eller sammanslagning av de olika parametrarna som ingår.

4.6 Ytterligare beslutstödsverktyg med hänsyn till att belysa hälso- och miljöaspekter

Det finns ytterligare en mängd olika metoder som syftar till att belysa hur hänsyn kan tas till miljöaspekter och en hållbar utveckling i olika beslutssituationer. Dels finns det förenklade verktyg som kan vara mycket användbara i olika sammanhang. Exempel på sådana är miljömärkning samt checklistor. Det finns fler än över hundra verktyg för värdering, förbättring och begränsning av alternativ. Några av dessa

metoder kan betecknas som koncept, medan andra kan betraktas som mer praktiska verktyg. Koncept kan beskrivas som idéer för att nå hållbarhet, medan verktyg ofta används som stöd för ett visst koncept och tillhandahåller systematiska processer och matematiska modeller. Några exempel på koncept ekologisk bärkraft (carrying capacity), rättvist miljöutrymme och industriell ekologi och exempel på verktyg är miljökonsekvensbeskrivning.

Nedan följer mycket korta beskrivningar av ett urval av ytterligare några av de allmänt vedertagna metoder som används för miljöbedömningar. De övergripande beskrivningarna är hämtade från Moberg *et al.*, 1999.

4.6.1 Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)

MKB (EIA) är ett i Sverige lagstadgat verktyg som används vid hantering vid miljöprövning av åtgärd av förorenad mark. Dess syfte är ” identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som en planerad verksamhet eller åtgärd kan medföra dels på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö, dels på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt, dels på annan hushållning med material, råvaror och energi. Vidare är syftet att möjliggöra en samlad bedömning av dessa effekter på människors hälsa och miljön.” (Miljöbalk, 1998:808, 6 kap. 3§)”. Den traditionella MKB:n kommer emellertid ofta in för sent i beslutsprocessen (t ex Moberg *et al.*, 1999) när åtgärdsförslag redan bestämts för hantering av ett förorenat område men även inom andra områden.

4.6.2 Strategisk miljöbedömning (SMB)

Metoden kan enligt Moberg *et al.* (1999) ses som en utveckling av MKB, men också som ett sätt att få in ”hållbart tänkande” på ett tidigt stadium i beslutsprocesser generellt. Den strategiska miljöbedömningen möjliggör beaktandet av miljöaspekter på ett tidigare stadium än projekt MKB:n. I EU:s beskrivning av vad som bör tas med i en SMB nämns beaktande av indirekta, kumulativa, synergistiska, kort-, medel- och långsiktiga, permanenta och tillfälliga, positiva och negativa effekter av planer eller program.

4.6.3 Materialflödesanalyser (MFA)

Materialflödesanalyser (MFA) och substansflödesanalyser (SFA) presenterar fysiska flöden. Analys av materialflöden kan göras på ett flertal sätt och på olika nivåer. Ett grundtagande för materialflödesanalyser kan sägas vara att en av de miljömässiga förutsättningarna för hållbar utveckling för att minsta möjliga resursflöden mellan teknosfär och ekosfär sker. Exempel på metodik inom MFA är Material intensity per service unit (MIPS), total materialomsättning (TMR) och substansflödesanalys (SFA).

4.6.4 Ekologiska fotavtryck (EF)

EF beräknas som summan av den produktiva mark- och vattenyta som fortlöpande tas i anspråk för att producera och underhålla varor och tjänster som konsumeras och för att ta hand om det avfall som genereras som följd. Till exempel kan man

beräkna den yta som motsvarar en viss energikonsumtion, yta för byggnation inklusive direkt markanvändning samt materialframställningsbehov, mat- och skogsproduktions mark- och vattenkrav. EF är en metod som ofta kopplas till dels jämlik resursfördelning och den maximala börda mänskligheten kontinuerligt kan lägga på miljön utan bestående konsekvenser och dels till människans beroende av ekosystemet. I studier som utförts vid Stockholms Universitet har man tittat på produktionssystem, som räk- och fiskodlingar. I dessa studier beräknas hur stora områden som krävs för att underhålla odlingar av olika intensitet och man åskådliggör vilka ekosystem som odlingarna direkt eller indirekt är beroende av. Moberg *et al.* (1999) påpekar att EF kan användas som kompletterande beslutsunderlag i många frågor eftersom ekosystemtjänster ofta glöms bort och att resultat från andra verktyg, t ex LCA, också kan presenteras i form av fotavtryck. EF är ett verktyg för att spegla hållbarhet, men för enskilda mindre objekt är det ett alltför krävande verktyg. Men metoden skulle kunna vara användbar för att ta fram olika strategier och planer med avseende på förorenad mark.

4.6.5 Positionsanalys (PA)

PA baseras på institutionell ekonomi och systemteori. Den kan enligt Moberg *et al.* (1999) i vissa avseende sägas vara en reaktion mot CBA. PA strävar mot fragmentering av information, så att komplexa informationsstrukturer bryts upp och meningen är att konflikter och motsatta intressen inom beslutsprocesser ska belysas. PA utförs iterativt genom att situationen beskrivs, problemen identifieras och de olika aktörernas olika problembilder tas upp. Olika alternativa lösningar definieras och diskuteras med hjälp av intressenter. När alternativen valts ut sker en systemidentifiering och alternativen analyseras. Monetära och icke-monetära termer behandlas var för sig som positioner (tillstånd) och flöden. Både kvantitativa och kvalitativa beskrivningar kan användas. Datatillgången beror mycket av vilka som är berörda parter i studien. För att få med olika åsikter kan t ex intervjuer, rundabords samtal och egna systematiska jämförelser genomföras. Denna analysmetod kan lämpa sig även ändas i konkreta fall, till exempel för förenade mark objekt.

Ytterligare några verktyg som används för att fatta miljöbeslut är t ex Input-outputanalys (IOA) som är ett slags bokföring av leveranser av varor och tjänster mellan olika aktörer i ekonomin, olika energiflödesanalyser, miljöräkenskaperna – visar på samband mellan ekonomisk aktivitet, sysselsättning, utnyttjande av naturresurser, energiflöden, vissa utsläpp och en del avfall, samt Miljörevision - t ex ISO 14001 eller EMAS (COST 624, 1999).

4.6.6 Exempel på programvaror för val av åtgärdsalternativ av förorenad mark

Det finns flera kommersiella, men även fritt tillgängliga, programvaror för att välja åtgärdsteknik vid ett förorenat område. Ett antal exempel på programvara som hjälper med val av åtgärdsteknik, utformning av vald åtgärd och kostnadsnyttoanalyser är sammanställda av Sullivan *et al.* (1997):

- MARS – Multi-phase areal flow groundwater modeling system: Modelerar sanering och spridning av LNAPLs och grundvatten. Utvecklat av DAEM, www.scisoftware.com.
- RAAS - Remedial Action Assessment System: Kan användas för att producera en lista av möjliga saneringsmetoder för ett specifikt område. Innehåller modeller för att bedöma risker genom exponering från luft, grundvatten, ytvatten, eller jord. Från Sandia Laboratories, Albuquerque, NM, USA.
- SELECT – Ett beslutsverktyg för att utvärdera luft- och vattenkvalitet. Det innehåller möjlighet att utföra områdeskaraktärisering och visualisering, undermarks och atmosfärisk transportmodellering, risk bedömning samt kostnadsbedömningar för olika beslutsalternativ. Från Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, USA.

Andra beslutsstödsverktyg som omnämns från CLARINET är:

- Model Procedures, arbetsriktlinjer (Storbritannien).
- SitePro™, kommersiell mjukvara (USA).
- ArcView® GIS, kommersiell mjukvara (USA).
- *SamplingFX*, kommersiell mjukvara (USA).
- *GroundwaterFX*, kommersiell mjukvara (USA).
- CONCAWE, arbetsriktlinjer för europeiska oljeindustrin.
- SEDSS – Sandia Environmental Decision Support Software.

SEDSS är en programvara som beslutsfattare kan använda för att avgöra huruvida saneringsmålen kan uppfyllas. Ett antal moduler hjälper till med att utveckla en konceptuell modell, utvärdera data, transportmodellering, känslighetsanalys, datavärdesanalys, och beslutsfattande. Från Sandia Laboratories, Albuquerque, NM, USA (Sullivan *et al.*, 1997).

4.7 Osäkerheter

Vissa av de metoder som beskrivits ovan för riskbedömning och kostnad-nyttaanalyser innefattar kända osäkerheter som kan anges kvantitativt. Det är dock viktigt att ta hänsyn till att det finns mycket vi ofta inte vet. Ett besluts avgränsning ska inte tas för givet, minoritetsuppfattningar bland experter ska registreras och ska ibland även kunna påverka besluten, om möjligt skall beslut kunna ändras om det visar sig att beslutsgrunden var felaktig (Hansson (1998) ur Moberg *et al.*, 1999). Vid stora osäkerheter kan metoder som använder mer kvalitativa aspekter vara mer användbara än de mer kvantitativt avancerade metoderna (Moberg *et al.*, 1999).

Utöver vad man vill studera styr även världsbilder och värderingar valet av verktyg. Om man vill studera miljöpåverkan kan man göra det på många olika nivåer i en orsak – verkan kedja (Finnveden *et al.*, 1992; Finnveden, 1997; Tukker, 1998). Var man väljer att lägga analysen i denna skisserade orsak – verkan kedja kan vara ett resultat av vad man tror är möjligt att göra, vilket i sin tur är ett resultat

av olika världsbilder. Ett exempel är analyser där de ekonomiska värderingarna baseras på att skadekostnader kan kvantifieras. Historien visar att vi inte kan förutsäga alla miljöproblem utan det dyker hela tiden upp nya, vilket medför att det inte är möjligt att uppskatta alla relevanta skador eftersom kunskapen i samhället är för begränsad (Moberg *et al.*, 1999). Det implicita antagandet som riskanalysen vilar på är därför inte giltigt för många och det kan därför vara svårt att acceptera resultat från sådana studier.

4.8 Etisk riskvärdering

Ett alternativ, eller kanske snarare ett komplement till ovan metoder, kan därför vara den etiska riskvärderingen. En sådan värdering är av stor betydelse för olika rättvisa och demokratiska principer, eftersom grunden för vilka värderingar beslut bör baseras på ofta är en i grunden etisk fråga (Peterson & Jensen, 2005). Det pågår ett arbete inom Naturvårdsverkets program Hållbar Sanering med syftet att utreda vilka olika synsätt som kan anläggas på värderingen av miljörisker, ur såväl miljöekonomisk som miljöetisk synvinkel, samt beskriva vilka konsekvenser dessa har för riskvärderingar inom miljö- och hälsoriskområdet (Peterson & Jensen, 2005). I det arbetet behandlas andra frågeställningar än de som kan bedömas med enbart till exempel toxikologiska eller ekonomiska termer. I arbetet förs en diskussion kring gränsvärdesbaserad riskvärdering (ERA), ekonomisk riskvärdering (CBA/CBE) samt möjligheten för riskvärdering ur ett etiskt och ekonomiskt perspektiv.

5 Erfarenheter av riskvärderingsprocessen för efterbehandlingsprojekt i Sverige

Som en del av projektet har intervjuer och enkätfrågor använts för att beskriva erfarenheter av hur man idag arbetar med riskvärdering vid val av efterbehandlingsalternativ i Sverige. I projektet har även ingått diskussionstillfälle vid en workshop som organiserades av Nätverket Renare Mark, maj 2005. Enkätstudien bygger på svar av enkät som delades ut vid Nätverket Renare Marks vårmöte i Umeå, mars 2005. Intervjuerna utgår från ett antal objekt, eller fallstudier, och har genomförts med personer från myndigheter (Naturvårdsverket, länsstyrelse och kommun), markägare (kommun samt exploatör) och konsulter som varit involverade i dessa. Avsikten med intervjuerna och fallstudierna har i första hand varit att utgå från kvalitetsmanualen (NV, 2003a). För intervjuer har därför endast ett privat finansierat objekt ingått som fallstudie (Nynäs Refining), men intervjuer har även gjorts med en representant för Göteborgs kommun och en exploatör för att få en generell beskrivning av hur man hanterar icke statligt finansierade objekt i exploateringsintressanta områden. Mycket av resultaten av dessa intervjuer har redan redovisats ovan, framförallt i avsnitt 2.1 och 2.2. ovan. Övriga objekt som ingår i studien har finansierats med statliga bidrag. De bidragsfinansierade efterbehandlingsobjekten har valts i samråd med personal på enheten för förorenad mark, Naturvårdsverket. Målet med enkätfrågor var detsamma som för intervjuerna men vänder sig till fler personer och roller avseende på vilket sätt man har erfarenheter av arbete med förorenad mark.

De frågeställningar för intervjuer, enkätfrågor samt diskussionsfrågor vi avsåg få svar på finns i Bilaga 1. I denna bilaga finns även korta beskrivningar av de objekt som valts i samråd med Naturvårdsverket.

5.1 Resultat av intervjuer

Nedan följer svaren, fråga för fråga, avseende de frågor som berör själva riskvärderingsprocessen vid de intervjuer som genomfördes.

5.1.1 Utförande av riskvärdering

På frågan om hur man anser att riskvärderingen utförts systematiskt, eller på vilket sätt det funnits en systematik i hur riskvärderingen utförts kan två personer som arbetat med samma objekt men från olika perspektiv besvara frågan olika.

I allmänhet har konsulter, i de statligt finansierade objekten, utgått från samma frågeställningar som man skall beakta i kvalitetsmanualen (NV, 2003a):

- Riskbedömning (på plats och spridning till recipient)
- Teknisk genomförbarhet

- Riskreduktion på objektet, vilka exponeringssituationer försvinner, vilken markanvändning kan tillåtas efter åtgärderna, vilka resthalter, -mängder och emissioner återstår efter avslutade åtgärder
- Osäkerhetsbedömning
- Andra faror
- Annan miljöpåverkan
- Kostnaderna och tiden för genomförandet, kalkyler tas fram för de mest intressanta alternativen
- Påverkan på allmänna och enskilda intressen (mål- och intressekonflikter t ex kulturminnesvård)

Ambitionsnivån i arbetet med underlaget till respektive frågeställning varierar dock. Det som alltid genomarbetats är riskbedömning, riskreduktion, tekniskt möjlig genomförbarhet samt kostnaden för genomförandet av de föreslagna åtgärdsalternativen. I samtliga studier ingår alltid, vilket det också skall enligt kvalitetsmanualen (NV, 2003a), ett antal alternativ för möjliga åtgärder.

Bland myndighetsrepresentanter (kommun, länsstyrelse) varierar svaren. Systematik kan innefatta att man betraktat det aktuella området på ett systematiskt sätt, d v s för varje geografiskt delområde har man gjort en riskbedömning och fördjupad riskbedömning, till att man gjort en systematisk utvärdering av ett antal åtgärdsalternativ. För vissa innebär processen enligt kvalitetsmanualen ett nytt sätt att tänka, och man har förlitat sig på att den konsult man anlitar gör en relevant riskbedömning och riskvärdering. Andra har arbetat med värdering av risker i andra sammanhang och t ex föreslagit metod som kan användas för att beskriva nytta kontra kostnad.

I samtliga projekt har det funnits en arbetsgrupp innefattande representanter från kommun och länsstyrelse utöver en eller flera konsulter. På detta sätt har berörda parter varit involverade i arbetet med att ta fram åtgärdsförslag, riskvärdering och underlag för denna. Exakt hur processen går till har varierat. I de statligt finansierade projekten har konsulten tagit fram förslag och därefter har övriga lämnat synpunkter. I samtliga fall har projektgruppen tillsammans tagit fram en mall (tabell eller liknande), för vilka faktorer som skall ingå i riskvärderingen. Mallen baseras på resultaten i huvudstudien med tyngdpunkt på riskbedömningen och innefattar olika åtgärdsalternativ. Tabellen kan innehålla skriftliga formuleringar med beskrivningar av för- och nackdelar för olika alternativ eller något annat slags poängsystem. Den kan också innefatta ekonomisk värdering. Därefter har man haft diskussioner för att föreslå ett alternativ. Riskvärdering och åtgärdsutredning är ofta den del i huvudstudien som det blivit mest diskussioner och revideringar kring. De flesta anser att det varit dessa diskussioner som har drivit åtgärdsutredningen framåt och att det fungerat bra.

Oftast är det något specifikt, t ex halten av någon enskild förorening i marken eller i grundvattnet, som dimensionerar åtgärdskravet. Riskbilden kan förändras under pågående arbete. Till exempel kan kunskapsbilden förändras eller ett problem förändras från att ha varit ett potentiellt problem till att bli akut under projektets gång, vilket kan leda till att åtgärdsmålen måste revideras. I några fall fick

arbetsgruppen revidera åtgärdsutredningen till följd av skäl man hade svårt att förstå. Dessutom ansåg flera personer att de nya kraven kom vid fel tidpunkt i processen. En arbetsgrupp uppfattade att de nya kraven kom för sent i processen och att det borde framgått tydligare från början i projektet. En annan arbetsgrupp ansåg att de nya kraven kom för tidigt och att de istället borde ställts i samband med själva projekteringen.

Samtliga tycker att arbetet inom arbetsgrupperna fungerat bra. Samtliga tycker också att kommunikationen med politiker och allmänhet har varit bra, men i några fall hade det varit önskvärt att den hade startat tidigare. I de fall där information till, och synpunkter från allmänheten skett redan i tidigt skede, genom informationsmöten och seminarium har kommunikationen fungerat mycket bra och man har inte haft problem med berörda invånare eller kommunstyrelse. En ytterligare förklaring som ges till god stämning och kommunikation med allmänhet och kommunstyrelse är att det delvis kan bero på att finansieringen är extern. I de fall där information och dialog inte kommit igång redan i ett tidigt skede i projektet, har man märkt att kommunikationen är av avgörande betydelse för hur ett projekt uppfattas. Det vill säga när man kommit igång med information och möjligheter för dialog, har projektet blivit förankrat och man har därefter haft såväl allmänhet som politiker med sig. Tidig information och kommunikation anses av alla intervjuade vara viktigt bl a för förtroendet för projektet och för att fånga in olika aspekter till riskvärderingen. Någon har svarat att det var bra att informationsstrategin lades fast tidigt, eftersom detta underlättade förankringen i kommunen.

Samtliga intervjuade anser att det varit en bra sammansättning av arbetsgrupperna med kompetenser som kompletterar varandra. I en arbetsgrupp ansåg sig representanterna från kommun och länsstyrelse vara noviser på området, men de uppfattade detta som något positivt, eftersom de ställt de banala frågor som ibland behöver ställas. Någon, i en annan arbetsgrupp, påpekar att det varit bra att flera olika konsultföretag ingått i projektgruppen. Detta har lett till att arbetet styrts av projektets syfte och mål och att risken för att eventuella enskilda företagsintressen styr projektet har därmed minimerats.

I de *privatfinansierade projekten* är det framförallt ekonomiska avvägningar samt riktvärden som ligger till grund för val av sanering. I exploateringsintressanta områden gäller i övervägande fall att de förorenade massorna grävs upp. I undantagsfall överväger man andra alternativ såsom in situ sanering. Övervägningar görs dock kring hur man skall hantera de uppgrävda massorna, t ex genom behandling eller att de direkt kan antingen om disponeras inom det aktuella området eller föras till deponi. Övervägande kring saneringsalternativ som inte leder till deponi beaktas inte av miljöskäl, de långa transportvägarna kan på sikt minimeras genom att deponier finns tillräckligt nära (frekvent) områden som har flera eller större saneringsbehov. I ett av de privatfinansierade objekten har man för riskvärderingen använt Riskbaserad beslutsanalys för val av åtgärd. Man har också använt kvalitetsmanualen som en checklista så att man får med relevanta parametrar i värderingen. Man påpekar att det finns viktiga avväganden som påverkar analysen, t ex vilka händelser som skall beaktas, sannolikhetsbedömningar, ekonomiska konsekvensuppskattningar samt tidshorisonten. Det kan också finnas andra värden att

beakta än de som ingått i analysen, t ex värdet att överlämna ren miljö till kommande generationer (arvsvärden), värdet att kunna använda marken till något annat längre fram (optionsvärden), värdet att veta att miljön är ren även om det inte har något fysiskt inverkan (existensvärden).

För såväl statligt som privat finansierade objekt anser man att det varit svårt att göra kostnadsbedömningar. De enda enkla kostnadsbedömningarna har utgjorts av de faktiska kostnaderna. Endast i enstaka fall har man ansett det vara svårt att få fram den faktiska kostnaden och då har det varit för att utföra en enskild åtgärd, t ex att rena grundvattnet eller på grund av tekniska eller andra ekonomiskt relaterade osäkerheter.

I de fall man försökt göra kostnadsvärdering av miljönytta så tycker man detta är svårt. Det upplevs också svårt att veta hur man bäst skall beskriva parametrar och värdera dessa i relationen till varandra och hur man kan veta att man inte missat någon parameter. Men, såväl inom de statligt finansierade, som vid privat finansierade objekt anser man att åtgärdsutredningen drivs framåt av diskussionerna kring hur man skall värdera nytta kontra kostnad. En viktig fråga är hur man inom arbetsgruppen kan styra arbetet och vad man vill uppnå.

Flera påpekar att det är svårt att bedöma och värdera risker och effekter som själva åtgärderna kan ge upphov till. Andra svårigheter som nämnts är att det förekommit vissa bekymmer med fastighetsfrågor. Någon har påpekat att det kan vara svårt att veta vem som ska ta initiativ till kommunikationen kring riskvärderingen och någon har påpekat att det är svårt med bedömning av risker på ytor där ingen provtagning skett.

Det finns inte så mycket man rent konkret anser som kunde gjorts bättre mer än att några konsulter påpekar att man kunde gjort tydligare redovisningar i sina rapporter. Detta innefattar till exempel att man skulle beskrivit de åtgärdsalternativ man redan tidigt förkastade och som därför inte ingår i rapporteringen. Några påpekar att man tydligare kunde redovisat i sin rapport vad som konkret ligger bakom vissa slutsatser vid bedömning av andra aspekter än riskbedömning och faktiska kostnader. Någon påpekar att man utgått från platsspecifika riktvärden men att man inledningsvis tydligare kunde ha utgått från de övergripande åtgärds målen.

5.1.2 Arbetsmetodiken/arbetsgången i kvalitetsmanualen - fungerar den för utförande av en bra riskvärdering?

I de statligt finansierade projekten tycker samtliga som blivit tillfrågade att arbetsgången enligt kvalitetsmanualen (NV, 2003a) fungerat bra. Dock påpekade flera, att de upplevde det som negativt att de fått ändrade förutsättningar allt för sent i åtgärdsutredningsfasen (alternativt för tidigt i relation till projekteringsfasen) och att dessa ändrade förutsättningar inte motiverats av Naturvårdsverket. En myndighetsperson uttryckte att det har ibland varit svårt att kommunicera till andra beslutsfattare. Generellt anser man att kvalitetsmanualen är bra som checklista och att den är ett bra stöd och vägledning samt beskriver processen på ett bra sätt. Kvalitetsmanualen anses också betydelsefull för att kunna ha en så likvärdig gång som möjligt i olika projekt. Likvärdigheten mellan olika projekt anses vara en form av

kvalitetssäkring. Kvalitetsmanualen anses dessutom vara bra att hänvisa till vid upphandling.

Kvalitetsmanualen uppfattas av flera som att den är lagom bra och informativ som checklista eftersom man anser det är viktigt att tänka själv under pågående projekt. Någon påpekar dock att arbetet, när de följt kvalitetsmanualen, var svårare än vad de uppfattat vid beskrivningen i denna eftersom det är komplext att ta fram olika åtgärdsalternativ. Även under denna frågeställning påpekas att det kan vara svårt att bedöma kostnader, ibland även de rent faktiska.

Alla tycker dock inte att kvalitetsmanualen (NV, 2003a) är helt perfekt utan behöver förtydligas och kompletteras för att den är lite för generell. Man tycker att det inte helt framgår vad som ska ingå utan den är öppen för tolkningar, vilket är både negativt och positivt, eftersom flera anser att det inte är bra att styra för hårt. Projekt och speciellt riskvärdering är en interaktiv process medan man kan uppfatta kvalitetsmanualen som mer linjärt (stegvis) upplagd.

Ett problem menar någon är att folk inte läser kvalitetsmanualen eller inte är insatta i arbetsgången, men hävdar samtidigt att detta är en mognadsfråga. Kvalitetsmanualen kan vara svår att tillämpa om man inte tidigare arbetat eller varit involverad i efterbehandlingsfrågor. Det vore bra med en handbok eller handledning framförallt för kommunen tycker några av dem som intervjuats. Någon anser att det är svårt att kvantifiera risker utöver rena markföroreningar - vilket kvalitetsmanualen är inriktad på. En tanke som ges är att kvalitetsmanualen fungerar bra på förutsägbara projekt, men man kan behöva särbehandla komplexa objekt.

Begränsningar som nämns av kvalitetsmanualen är att den är ingen vägledning för hur olika parametrar ska tas fram och värderas. Det saknas även vägledning för helhetsbedömningar t ex med avseende på miljömålet giftfri miljö, allmänna intressen, naturresurser och försiktighetsprincipen. Det är oklart om riskvärderingen ska baseras på lokal nivå eller i ett samhällsperspektiv. Den hjälper heller inte till för att beskriva vad som är miljömässigt motiverat för det man lämnar kvar.

I privatfinansierade saneringsobjekt använder man inte kvalitetsmanualen som underlag för arbetsgången. I exploateringsintressanta områden baserar man saneringsmål efter gällande riktvärden samt bakgrundshalter. Från myndigheterna har man upplevt att det är viktigt att alla exploatörer ges samma möjligheter och att samma krav ställs från objekt till objekt. Det finns en acceptans av att basera besluten på gällande riktvärden. På motsvarande sätt tycker en privat finansiär att det finns en acceptans hos tillsynsmyndigheterna och allmänhet när man föreslår en saneringsnivå till gällande riktvärde eller lägre. I ett av de privat finansierade objekten, påpekar man att hur väl arbetet fungerar beror på detaljnivå samt kunskapsnivån hos ansvariga inom tillsynsmyndigheten. Det är därför önskvärt, att man istället för att ange exakt metod anger förslag på typer av metoder på ett mer övergripande plan.

5.1.3 Vad bör ingå i riskvärderingen?

Samtliga som intervjuats anser att kostnader, teknik, riskidentifiering/farlighet, undersökningar, riskbedömning (inklusive spridning och exponering) och skyddsobjekt skall ingå i riskvärderingen. Flera av de som intervjuats anser också att

värdering mot tredje man, tidsaspekten och en total miljömålsbedömning skall ingå. Flera påpekar att de lokala miljöaspekterna skall vara med hela vägen för ett projekt. Det vill säga det skall även ingå en risk- och kostnadsbedömning av vad som kan hända efter avslutat projekt. Ett exempel som ges är avseende farlig exponering i framtiden t ex om träd växer igenom den barriär man planerar som åtgärd och vad det kan innebära för framtida exponering och förvaltning inom 10 respektive 50 år. Frågor man nämner som bör beaktas är vad olika alternativ innebär för framtiden, till exempel kommer man även om 50 år att kunna plocka bär och svamp och vad innebär risken med att gräva upp respektive ligga kvar i ett femtioårsperspektiv? Det bör också ingå andra miljöeffekter t ex för att kunna bedöma totala miljövinsten när man gräver upp och lägger på deponi på annat ställe.

Flera anser att det i riskvärdering skall vara tydligt motiverat och dokumenterat vad åtgärdsutredningens slutsatser grundar sig på för faktorer utöver riskbedömning och faktiska åtgärds kostnader. Någon har påpekat att det känns viktigt att tidigt få veta vilken eller vilka faktorer som ska styra. Skall man basera sin bedömning på risker eller reduktionsprocent är en fråga som ställs, baserad på att olika angreppssätt för att ta fram underlagsdata beror på den styrande faktorn. Någon påpekar att reduktionsmål inte handlar om risker och att ett reduktionstänkande i tillsynsobjekt troligen är orimligt. Det har även framkommit behov av tydligare beskrivning av grundvattenfrågor. Det finns önskemål att det skall ingå hur man kan väga kostnader kontra miljö. Men man inser att detta är svårt, men anser ändå att det skall ingå och på något sätt värderas. Detta gäller även fler mjuka faktorer såsom oro etc.

En fråga som kommit upp och som ställts av några av de intervjuade vid arbetet med riskvärdering är hur långt skall man gå när man tar hänsyn till andra aspekter än riskbedömningen och direkta (faktiska) kostnader – politik, arkeologi, etc. Det är dock sällan man upplevt att målkonflikter uppstår. Värdering anses dock vara en självklarhet och samhällssektorn måste ingå. Även diskussion kring om högre halter än de riktvärdesbaserade kan vara acceptabla bör ingå i en riskvärdering. En annan fråga som bör ingå är hur man prioriterar mellan olika objekt. Dessa frågor anser man måste besvaras men kanske inte för varje enskilt objekt.

Det privatfinansierade projektet var stort och komplext. När man försökte göra endast tabell med +/- för olika faktorer och parametrar var det svårt att få fram en tydlighet. Mycket av detta löste sig när man började den riskbaserade beslutsanalysen. Man anser dock att det behövs fler (redan värderade) ekonomiska nyckeltal och schablonvärden där det framgår hur de är framtagna samt vad de innebär. Idag har man ett ”så konservativt som möjligt” förhållningssätt. Vid den ekonomiska analysen kan man få motsatt resultat.

Det anses av de intervjuade svårt att värdera miljön. Det är svårt att räkna så att olika skalor (lokalt och nationellt, nu och i framtid) kan jämföras med varandra och det anses svårt att bedöma om man nationellt tjänar på en åtgärd eller icke åtgärd.

5.1.4 Vilken funktion fyller riskvärderingen idag och vilken borde den fylla?

Riskvärderingen är ett beslutsunderlag för val av åtgärdsalternativ och efterbehandlingsmetod anser samtliga tillfrågade. Den är ett verktyg för att belysa problemen och få en helhetsbild av problematiken. Den fyller den funktionen att nå ett miljömål och är ett verktyg för att nå dit. Den innefattar en avvägning mot kostnader – miljönytta. Att behöva sätta en kostnad innebär att man måste tänka till. Riskvärderingen är också ett pedagogiskt kommunikations- samt visualiseringsverktyg för att redovisa allmänhet samt övriga involverade parter på olika nivåer och roller. Den är ett bra sätt att visa och medvetandegöra vad varje risk innebär. Någon uttrycker att det är det absolut viktigaste dokumentet i hela beslutsprocessen, den svarar på varför - vilket är extremt viktigt.

Beroende på vilken beslutstödsmetod man använder kan detta vara ett verktyg för känslighetstester. Det är viktigt att det går att uppdatera underlaget för en värdering när det kommer ny information, kunskap eller andra faktorer som inverkar på åtgärdsutredningen. Den CBA metod som är baserad på Freeze *et al.* (1990) anges som ett exempel på metod där man lätt kan uppdatera och göra ändringar och som även är lämplig för känslighetstester.

En funktion med riskvärderingsprocessen som anges, är att den utgör en del av demokratiseringsprocessen för projektet. Själva riskvärderingen anses också syfta till att skapa förtroende för projektet samt för att kunna dokumentera hur och på vilka grunder politiker fattat beslut om åtgärdsalternativ. Efterbehandlingsprojekt kan var politiskt känsliga och man påpekar att man helst inte bör föra in politik i riskvärderingen.

De flesta nämner att riskvärderingen bör vara en parallell process, som är med under hela efterbehandlingsprojektet och utgör ett led i kvalitetssäkringen av projektet.

Någon summerar vad riskvärderingen borde fylla för funktion: Den är dels ett förlopp, d v s den process den blir till genom, samt ett underlag som skall beskriva förloppet. Den skall bidra till att man tar fram och reviderar underlag och värderingspoäng samt gör nya innovationer osv. Genom diskussionen ökar medvetenheten och det leder till nya tankar. Processen ger produkten (det slutliga åtgärdsutredningsdokumentet samt riskvärderingen).

5.1.5 Allmänna tankar om riskvärdering och riskvärderingsprocessen

Det finns olika tankar om hur man skall beskriva sin värdering. Alla anser att man bör redovisa så att olika alternativ kan jämföras. Detta kan göras genom en beskrivande text, eller att denna i varje fall finns med som komplement till någon viktning. Alla anser också att det är viktigt att skillnader för olika alternativ framgår och är transparenta. Flera anser att detta bäst åstadkoms beskrivande eftersom det vid poängsättning finns många värderingar som är godtyckliga (text viktning teknik och miljö) och som är svåra att genomskåda, en siffra blir lätt upplevd som sann. Poängsystem kan ge konsulterna alltför stor makt över sina egna system och

det finns risk att saker gömmer sig och motiv inte klarläggs i ett poängsystem. Positionsanalys kanske kan vara ett sätt att arbeta säger någon.

Alla som intervjuats anser att vägningen mellan teknik, miljö och ekonomi är svår och att det är svårt, eller helt enkelt inte går, att prissätta en eventuell framtida miljöskada. Relativt många tycker att det vore bra om det ingick en något mer definierad och tydlig checklista på vilka parametrar som skall ingå i riskvärderingen, gärna i matrisform. Det påpekas att denna inte skall vara sådan att gemene man kan ta fram underlaget utan att detta måste göras av expert. En sådan matris anses bra som redskap och stöd, t ex för riskkommunikation, ekonomisk värdering kontra andra värderingar(t ex miljö). Några påpekar emellertid att en allmän checklista kanske inte är till så mycket nytta eftersom varje projekt är unikt och att den kan vara begränsande för den egna eftertanken.

Flera anser att riskvärderingarna borde vara mer lättlästa men ändå trovärdiga. Riskvärderingen skall vara tydlig, transparent, lättläst, enkel att förstå men av teknisk och naturvetenskaplig hög kvalitet. Processen bör dokumenteras och fullständig dokumentation av beslutsprocessen bör redovisas i erfarenhetsåterföringsfasen när saneringen är färdigställd. Det anses viktigt att köra med öppna kort hela tiden. Information till tredje man är A och O, d v s kommunikationen såväl till tredjeman men även mellan alla parter anses av alla som mycket viktig och måste komma in i tidigt skede med öppenhet och transparenens hela vägen.

Länsstyrelsens roll i styrgruppen och rådgivare anses mycket viktig och ger trygghet för kommunen, t ex för teknisk bedömningar och ”kvalitetssäkring” av projektledning. Det är viktigt med kunskap hos såväl länsstyrelse som hos projektledare. Det anses idag kunna vara svårt att få tag på kompetent personal, för vissa objekt kan det krävas minst 10 års erfarenhet. Erfarenhetsåterföring från äldre till yngre måste bli bättre.

De flesta uttrycker att man måste starta tidigt med riskvärderingsprocessen och att det är viktigt att ta in olika aspekter även från icke-expert. Det man avser är att tankegången bör vara med redan från början men att den utförs, rent metodiskt, i senare del av projektet eftersom den systematiska värderingen kräver att mycket information finns tillgänglig. Riskvärderingen skall ske i interaktiv process genom dialog och samråd med olika aktörer. Återkoppling från Naturvårdsverket och politiker viktig. Nästan alla påpekar att de övergripande åtgärds målen bör kommuniceras tydligare och i tidigt skede, gärna redan i upphandlingen och under hela arbetets gång. Det är också viktigt att tidigt klarlägga vem som gör vad; vad ska konsult, beställare, tillsynsmyndighet respektive markägare utföra och ansvara för. Det bör klargöras bättre i kvalitetsmanualen vad som är konsultens ansvarsområde i en riskvärdering. Det är viktigt att Naturvårdsverket är med i processen tidigt, liksom det är viktigt med struktur. Många anser också att det skall vara känt från början kring hur mycket man måste veta i olika skeden. Det måste formuleras och motiveras när nya principer kommer ut från till exempel Naturvårdsverket. Det finns ett förslag på att det vid projekteringen (förberedelseskedet) bör ingå att göra en fördjupad riskvärdering. Det har framkommit synpunkt om att det finns behov av förstärkning på Naturvårdsverket och det finns en önskan att man där har en

ökad tydlighet sinsemellan vad som gäller och styr värdering samt vad och vem som bestämmer.

5.1.6 Naturvårdsverkets syn på riskvärdering enligt kvalitetsmanualen

Följt av ovan intervjuer gjordes en kort intervju med en representant från Enheten för förorenade områden, Miljörättsavdelningen, Naturvårdsverket. Huvudfrågan var hur man ser på riskvärderingsprocessen i de statligt finansierade objekten och om man anser att något borde göras på något annat sätt än idag.

Hantering av statligt finansierade efterbehandlingsprojekt

Naturvårdsverket är finansiär av de i Sverige statligt finansierade efterbehandlingsobjekten. Förfaringssättet är att Naturvårdsverket har löpande kontakt med länsstyrelserna och på så sätt känner Naturvårdsverket till objekt innan de ska in i åtgärdsramskedet. Naturvårdsverket gör en snabb genomläsning av huvudstudien och därefter, om man bedömer att underlaget för en riskvärdering (åtgärdsförslag samt åtgärdsutredning) är adekvat lämnar man vidare till SGU för en bedömning. Efter diskussioner mellan SGU och Naturvårdsverket har Naturvårdsverkets efterbehandlingsgrupp (ebh-grupp) möte för beslut om objektet. Naturvårdsverket kontrollerar att basuppgifter för respektive objekt finns med i handlingarna. Om riskvärderingen eller huvudstudien inte bedöms fullständig skickar Naturvårdsverket tillbaka handlingarna till länsstyrelsen för komplettering eller revidering. Ibland måste detta ske i en process med flera steg. Det senare gäller för stora eller komplicerade objekt, och då sker det oftast i två- eller tre steg. Dessa steg utgörs av en första kalkyl och bedömning vid huvudstudien, en ny och uppdaterad kalkyl och bedömning efter projektering och i vissa fall även en när anbud har kommit in.

Erfarenheter av processen idag

Riskvärdering är en komplicerad process som ofta måste ske i många steg. Naturvårdsverkets erfarenhet är att riskvärderingsprocessen i de statligt finansierade efterbehandlingsobjekten i stort har fungerat bra bl a tack vare att riskvärderingsprocessen utvecklas t ex genom givande och dynamiska diskussioner mellan Naturvårdsverket, SGU och länsstyrelser ibland har även SGI varit involverade.

Behov av förändringar

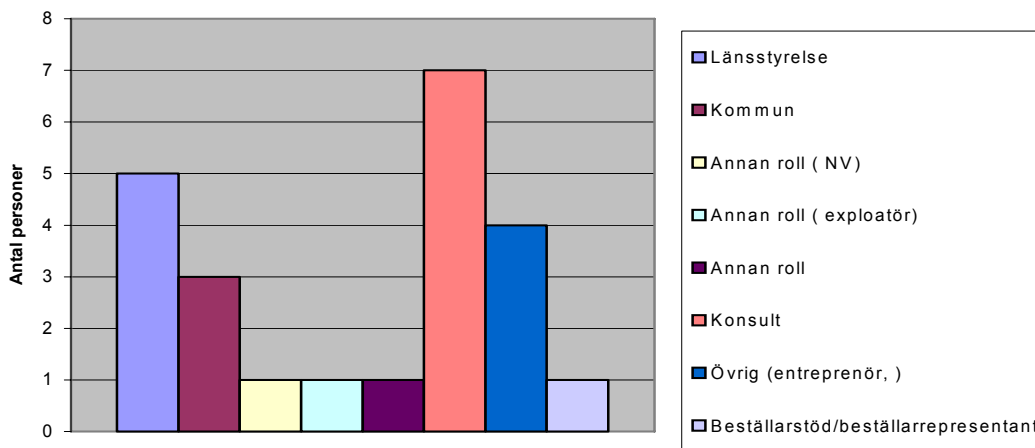
Kvaliteten och omfattning på riskvärderingar varierar idag. Förhoppningen är att en jämnare kvalitet skall uppnås. Ett steg för att uppnå detta är bland annat att det kommer en ny version av kvalitetsmanualen under senare delen av 2005. I den ingår en matris för riskvärdering. En sådan matris kan bli ett hjälpmedel för bättre riskvärderingar. En riskvärdering bör minst omfatta och behandla de faktorer som anges i den kommande matrisen. Det kommer dock inte att rekommenderas något poängsystem eller liknande. Det finns en stor risk att sådana kan ge en falsk bild.

Det vore önskvärt att Naturvårdsverket kommer in tidigare i projekten, men man anser att detta inte är möjligt eller skulle fungera under dagens förutsättningar på grund av resursbrist. Man anser istället att SGU, SGI och ITM är goda stöd och

diskussionerna med denna grupp är därför bra. Naturvårdsverket anser, genom dess representant, att man kommer in lite sent men inte för sent.

5.2 Resultat av enkätsvar

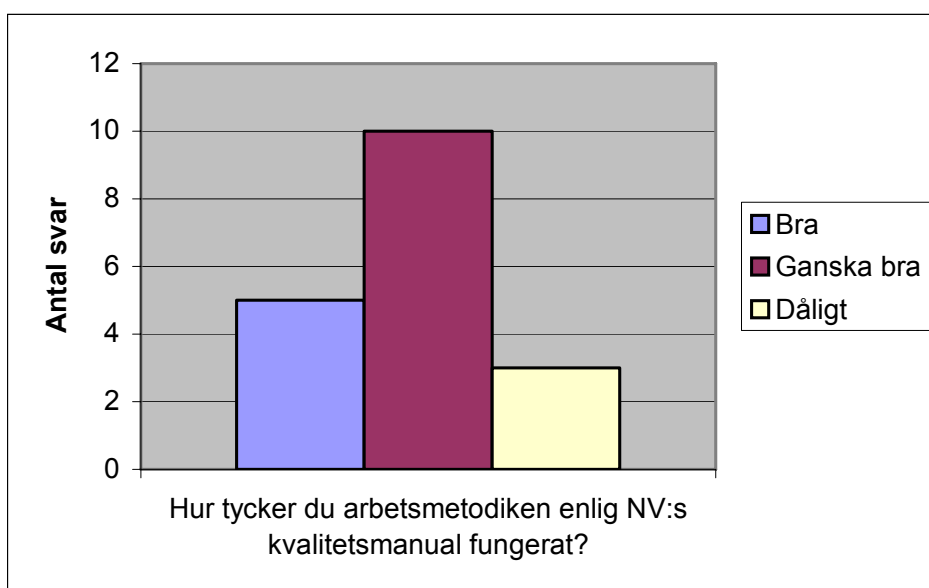
Nedan presenteras resultaten från den enkätförfrågan som utfördes under Nätverket Renare Marks vårmöte i Umeå, mars 2005. Enkäten delades ut till samtliga av de personer som medverkade vid Nätverket Renare Marks vårmöte i Umeå 16-17 mars 2005. Besvarade enkäter kom in från totalt 23 personer. Den relativt låga svarsfrekvensen antas bero på att flera av de personer som medverkade i mötet inte själva hade erfarenheter av att arbeta med riskvärdering i efterbehandlingsprojekt. Nedan anges resultaten av de svar som kom in. Fördelningen mellan de olika yrkeskategorier som svarade på enkäten ges av diagram, Figur 2.



Figur 2. Fördelning mellan olika yrkeskategorier som svarat.

5.2.1 Hur har arbetsmetodiken enligt NV:s kvalitetsmanual fungerat?

På frågan hur man tyckte att arbetsmetodiken enligt kvalitetsmanualen fungerar var det högst svarsfrekvent på alternativet att den fungerar ganska bra. Det var fler som tyckte att den fungerar bra än som tyckte den fungerar dåligt. Två av de inkomna enkäterna var inte besvarade med något av de angivna svarsalternativen för denna fråga



Figur 3. Svarsfrekvens avseende arbetsmetodik enligt kvalitetsmanualen

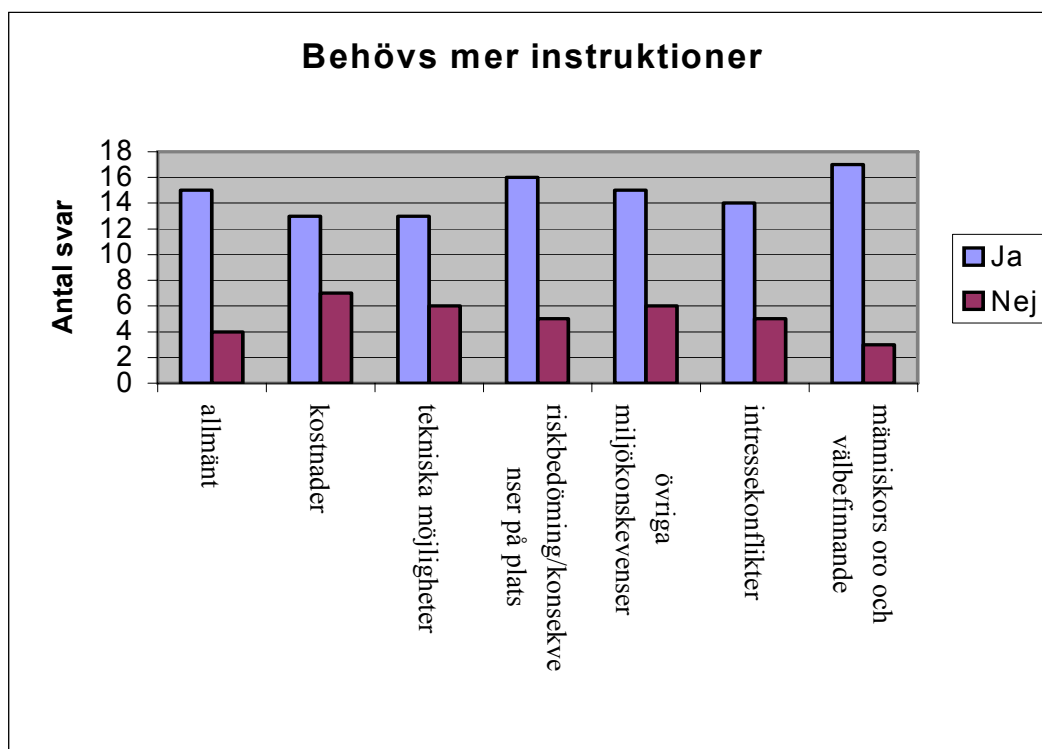
Hur väl kvalitetsmanualen fungerat beror, enligt de svarande, bland annat på storlek eller komplexitet av projektet. Manualen, som är skriven som en kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering, anses inte tillämpbar i projekt som inte finansieras med statliga bidrag. Manualen anses inte heller alltid fungera, som exempel angavs riskbedömningen vid områden med flera föroreningskällor. Det fanns någon som tyckte att det var svårt att förstå Naturvårdsverkets värdering. Alla som svarat på enkäten har inte erfarenhet av manualen eftersom de projekt man genomfört är av äldre datum. En riskvärderingsmetodik som är mer generell än för statligt finansierade efterbehandlingsobjekt efterfrågas.

5.2.2 Behövs mer instruktioner eller underlag för själva riskvärderingen ?

På frågan om det behövs mer instruktioner för riskvärdering än de som ges i kvalitetsmanualen var svaret övervägande ja såväl rent generellt som för de underkategorier som skall ingå i själva riskvärderingen (eller underlaget för denna vid

åtgärdsutredningen). De kommentarer som gavs till denna fråga var att kommunikationen av risker med människor är ett viktigt område. Behovet av mer instruktioner på de olika delmomenten varierar från projekt till projekt. Vem kan lämna garanti för resultatet? Den ena konsultfirmans riskvärdering är ofta inte jämförbar med en annan firmas värdering. Hur skall man relatera riskvärderingen till olika (inte minst kommande) EU-direktiv? Kan något lämnas kvar? Man påpekar också att det är en helt annan process som gäller vid ej offentligt finansierade objekt.

I vissa fall är det inte en ökad systematik som krävs utan mer erfarenhet. Det påpekas att det kanske är mer utbildning som behövs, inte mer reglering. Men detta anses av någon också kunna lösas sig med mer instruktioner.



Figur 4. Svarefrekvens för vilka områden inom riskvärdering man anser det behövs, respektive inte behövs, ytterligare eller tydligare instruktioner.

En kommentar är att den tekniska metodiken utvecklas hela tiden så eventuella instruktioner kan verka hämmande på teknikutvecklingen emedan en annan person menar att det självklart behövs mer instruktioner på alla dessa delmoment eftersom alla är komplexa moment.

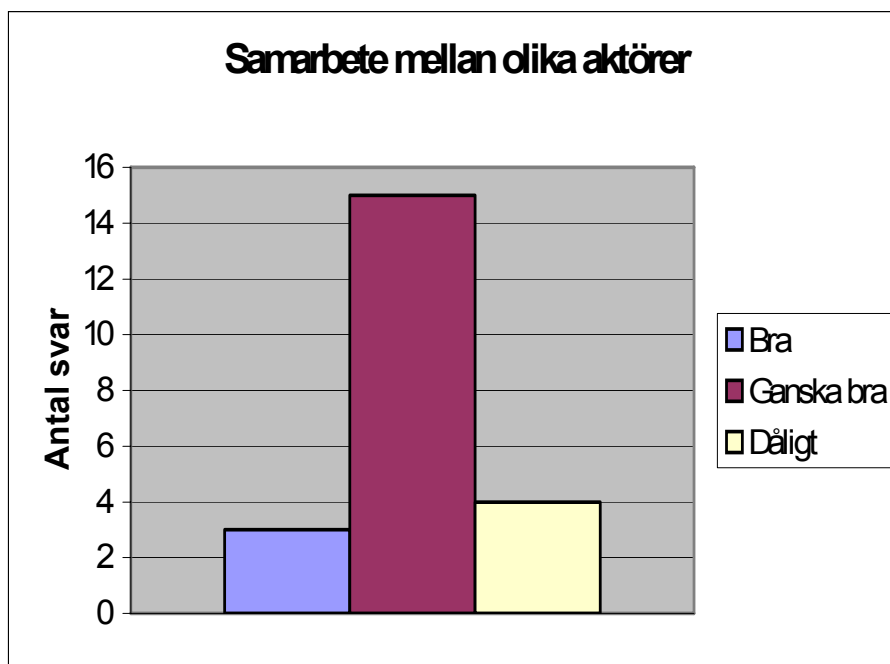
Det finns också påpekanden om att kostnadsuppskattning och kostnadsberäkning blir ofta subjektiva bedömningar. Detta innefattar även riskbedömning och riskvärdering, som ofta anses att i alltför hög grad bli subjektiva. Ett förslag är att ackreditering¹⁰ kan vara en möjlig väg att gå.

Ett av problemen med upplevd luddighet anses kunna bero på att miljömålen inte är förankrade i lagstiftningen, och samma person undrar om myndigheterna vågar ta en debatt.

En generell slutsats är dock att övervägande finns det ett uttryck för att ytterligare instruktioner behövs inom alla de områden som skall ingå i underlagsmaterialet för riskvärdering av olika åtgärdsalternativ av förorenad mark i Sverige.

5.2.3 Hur fungerar samarbetet mellan olika aktörer i riskvärderingsprocessen?

Generellt anses att samarbetet mellan olika aktörer har fungerat bra eller ganska bra. Från myndighetssidan anser man att samarbetet fungerat bra i projektgrupp för bidragsprojekt, men att det finns dåliga kunskaper på många (framförallt privata) håll.



Figur 5. Svarefrekvens avseende hur man anser samarbetet mellan olika aktörer fungerat.

¹⁰Ackreditering - ett formellt beslut av en officiell godkännande myndighet att ett system kan godkännas för drift med användning av en föreskriven uppsättning säkerhetsfunktioner. Ackreditering utgör således ett formellt driftsgodkännande och baseras på genomförd certifiering tillsammans med andra överväganden och är ett bevis på att vederbörlig säkerhetshänsyn tagits.

Från icke myndighetshåll finns uppfattningen att hur bra samarbetet fungerar är helt beroende av myndighetspersonens och beställarens kunskaper och erfarenheter. Man anser att beställaren ofta är förhållandevis okunniga men att myndigheterna oftast är bra samarbetspartners. Ett problem är att konsulten kan vara okunnig i saneringsutförandet och därmed i möjligheterna till kostnadsreduktion eller kraftigare riskförbättring till samma ekonomiska kostnad.

Det påpekas att gången i riskvärderingen enligt kvalitetsmanualen (NV, 2003a) är invecklad och inte riktigt logisk. Det anses vara svårt att se skillnaden åtgärds-mål, åtgärdskrav, och mätbara sådana. Det finns kommentarer om att vissa steg i bedömningen inte alltid redovisas. Det påpekas att man inte bör göra en manual bara för Naturvårdsverksprojekt för då kommer det att finnas luckor. På privat marknad i privat projekt sker helt andra begränsningar av t ex ekonomi än i offentligt finansierad projekt. I de senare sker processen i två steg, projektering och anmälningsförfarande. Ekonomin styr mycket när det är privata beställare.

5.3 Sammanställning av slutsatser från diskussionstillfälle

I detta avsnitt presenteras en sammanställning av vad man kom fram till vid diskussionstillfället vid den workshop som organiserades i Stockholm av Nätverket Renare Mark, maj 2005.

5.3.1 Vad är skillnaden mellan en riskbedömning och en riskvärdering?

Riskbedömning tycker man innefattar en teknisk och naturvetenskaplig bedömning som bygger på fakta (men även i dessa finns inbyggda värden). I bedömningen ingår förorenings-spridning, storlek på exponering samt hälso- och miljörisker. Riskbedömningen är mer objektiv än en riskvärdering.

Riskvärderingen uppfattar man som att den dels innefattar resultat från riskbedömningen men också upplevelser och övriga aspekter såsom ekonomi, oro, politik, sektorintressen, känslomässiga ”mjuka” faktorer, tidsaspekter osv ingår. I riskvärderingen görs en avvägning där man värderar resultaten från riskbedömningen utifrån dessa, eller några av dessa, övriga faktorer samt en bedömning av om man är beredd att acceptera de risker man haft med i riskbedömningen. Någon tycker att gränsdragningen mellan riskbedömning och riskvärdering kan vara svår. Riskvärderingen anses vara en kombination av naturvetenskap, humaniora och samhällsvetenskap och är mer subjektiv än riskbedömningen.

5.3.2 Till vad, och hur skall riskvärderingen användas?

Framförallt anses riskvärderingen vara ett beslutsunderlag. Den är beslutsunderlag för att ta fram åtgärds-mål, välja åtgärds-metod samt för val av skyddsåtgärder för ett område. Den är ett bra kommunikationsunderlag och kommunikationsverktyg och den är ett bra underlag för att motivera ett åtgärdsval eller för att få lokal acceptans för att genomföra ett projekt. Vid arbetet med riskvärdering är *processen i sig*

viktig, inte minst för huvudman och tillsynsmyndighet. Riskvärderingen är också viktig för att synliggöra såväl processen som underlaget för valet.

5.3.3 Hur görs riskvärdering idag och hur bör den utföras?

Idag styrs riskvärderingen främst utifrån riskbedömning och kostnader. Man anser att man idag är hyggligt i hamn med riskbedömningen men det skall även ingå andra aspekter i riskvärderingen som är svårare att bedöma. Det är till exempel svårt att värdera naturvärden. Generellt tycker man att riskvärderingen idag saknar storskalighet, att den bör kopplas till mer globala miljömål och LCA används sällan. Riskvärderingar görs idag med olika ambitionsnivå. Ibland presenteras endast ett alternativ och man upplever att den görs systematiskt endast i ett fåtal stora projekt. I många projekt ingår en riskvärdering endast indirekt. Riskvärderingen görs idag ofta i diskussionsform och ofta förs diskussionerna på ett övergripande plan där olika intressen övervägs men oavsett vad som ingår är riskvärderingen i många fall inte spårbar. Det råder oklara ansvarsförhållanden och riskvärdering mellan olika projekt saknas.

I framtidens riskvärderingar anser några att det bör ske en förbättring av vissa processer, inklusive riskbedömning. Det bör utvecklas ytterligare metoder för värdering av tredje man och större samt vidare perspektiv. Dokumentationen skall bli bättre och det skall inte minst krävas bättre dokumentation vid bidragsprojekt – mer öppet och systematiskt. Riskvärderingen skall göras i samverkan med beställaren, den skall utföras i en iterativ process och den skall utföras mer spårbart men också mer flexibelt. Det efterlyses en vägledning för att jämföra förorenad mark med andra risker. Ansvaret skall tydliggöras och syfte och målsättning med riskvärderingen borde ”lyftas en nivå” men man anger inte vem utan undrar på vem detta ansvar skall läggas, problemägaren, tillsynsmyndigheten eller konsulten. Det finns en önskan om fler verktyg, till exempel en riskvärderingsmatris som checklista för beställaren, men man anser samtidigt att det finns ett litet utrymme för teoretiska modeller.

5.3.4 Hur mycket får riskvärderingen kosta? Text i relation till total projektbudget.

Generellt anser man att riskvärderingen kan eller skall få kosta mer än vad den gör idag, man anger från ett antal mandagar upp till 5% av total projektbudget. Den skall vara anpassad till projektets komplexitet. Riskvärderingen skall få kosta det som krävs eftersom det dessutom finns pengar att tjäna i slutändan. Hur mycket skall bedömas från fall till fall i en aktiva process.

6 Diskussion

Beslutstödsverktyg har olika ursprung, fokus och detaljnivåer etc. I denna rapport presenteras ett antal av de mest vanligt förekommande verktygen som används som underlag vid riskvärdering av miljörelaterade projekt och framförallt verktyg som används för beslut om åtgärder vid förorenad mark. Från denna sammanställning kan liksom i ett dokument från en av arbetsgrupperna i SETAC (the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, NATO/CCMS, 2001) dras slutsatsen att inget enstaka koncept eller verktyg kan täcka in allt. Olika metoder, en eller flera, bör användas beroende av syftet med studien.

En betydelsefull skillnad mellan olika metoder rör vilken skala man beaktar (Moberg *et al.*, 1999; Roth & Eklund, 2003). Vissa metoder är platsspecifika genom att man vet var och när emissionerna kommer att ske, till exempel riskbedömning (ERA) för förorenad mark och kostnad-nytta-analyser (CBA). Andra är platsoberoende genom att man inte tar hänsyn till var eller när emissioner sker, t ex en livscykelstudie (LCA) och även en riskbedömning för en ännu inte ens tillverkad produkt. Ett mellanting är en sk platsberoende metod, t ex LCA av ett framtida avfallshanteringssystem i en region, ombyggnad av tjärasfalterad väg eller vid bedömning av olika tekniker för en specifik saneringssituation.

Mångdimensionella verktyg presenterar ofta omfattande resultat, men även en-dimensionella metoder kan presentera de underliggande resultaten och på det sättet undviker man bristen, avsaknaden, på transparens som en enda siffra som svar riskerar att ge upphov till (Moberg *et al.*, 1999).

Såväl i Sverige, som inom övriga Europa och USA, är de verktyg som används idag för olika miljöbeslut i huvudsak baserade på hälsoriskbedömningar, oftast med utgångspunkt från myndigheters föreskrifter (t ex NATO/CCMS, 2001; Bardos *et al.*, 2002; samt resultaten av föreliggande studie). Kostnaderna för markåtgärder, anses av många som onödigt höga och skulle kunna vara lägre om områdena integrerades i stadsplaneringen med utgångspunkt från ett riskbaserat beslutsunderlag innefattande bedömningar av de mest kostnadseffektiva lösningarna. Med kostnadseffektiv kan ansättas direkta kostnader i relation till reningsgrad, men det kan också vara baserade på olika metoder för att värdera miljön vilket ur många aspekter kan vara en mer relevant bedömning. Det anses av många svårt att göra sådana bedömningar eftersom det är svårt att sätta värde på miljön, inte minst ur ett framtidsperspektiv. Det är också svårt att göra detta på ett för alla involverade parter rättvist sätt vilket bland annat påpekas av Peterson och Jensen (2005), vilka ser den etiska riskvärderingen som ett möjligt alternativ, eller komplement, till riskvärderingar baserade på enbart riskbedömning eller kostnadsnyttoanalyser. Enligt CARACAS är riskvärdering ett multidisciplinärt område där traditionella kostnad-nytta-analyser och risk-nytta-analyser bör kompletteras med multikriteriabelsmodeller (Ferguson *et al.*, 1998).

Av resultaten från föreliggande rapport framgår att det finns ett behov att ta fram användbara beslutstödsverktyg. Enkla verktyg eller checklistor behöver

utvecklas inom ett flertal olika områden som bör ingå i riskvärdering av ett förorenat område. Det finns ett uttalat behov av:

- metoder för att kunna innefatta psykologiska, politiska och sociala frågor
- mer strukturerade verktyg för att kunna värdera övriga miljöfrågor (t ex naturvärde, resurser och miljöpåverkan vid genomförande av åtgärd) och intressefrågor (t ex kultur, fiske, landskap)
- verktyg eller andra hjälpmedel för att kunna innefatta tidsaspekter vid värderingen

Såväl från denna studie baserat på diskussion, intervjuer samt enkätsvar som i andra studier (t ex NATO/CCMS, 2001) råder en allmän uppfattning att beslutsstödsverktyg kan vara användbara inte bara i att underlätta beslutsfattande men också i att försäkra sig om följdriktiga och transparenta beslut. Enligt de synpunkter som framkommit i föreliggande studie är de även betydelsefulla såsom pedagogiska instrument och för att underlätta informationsprocessen. Beslutsstödsverktyg är viktiga i kommunikationen mellan olika parter för att kunna presentera transparenta beslut. Det är dock avgörande att de som tar fram underlaget, samt sammanställer resultaten, och användare av beslutsstödsverktyg är kunniga och insatta i beslutsprocessen. De som främst använder den här typen av verktyg idag är konsulter och tekniska experter. De används inte av myndighetspersoner eller andra intressenter. Själva beslutet för val av åtgärdsalternativ skall dock fattas av ansvarig myndighet.

Beslutsstödsverktyg kan vara till hjälp och ge stöd för beslut men inte ersätta dem. Själva resultatet kan aldrig ge ett fullständigt svar på en problemställning eftersom olika aspekter behöver vägas ihop och värderas relativt varandra, vilket inte är en vetenskaplig fråga (Moberg *et al.*, 1999; Norrman, 2004). Bedömningen skall vara del av en aktivt pågående process och ett viktigt inslag i den processen är att den skall vara iterativ. Denna process är av betydelse för att medvetandegöra vilka risker olika alternativ innebär.

Enligt flera av de som varit delaktiga i intervjuer samt diskussioner i föreliggande projekt skall beslutsstödsverktyg, när de fungerar som bäst, ses som endast en liten del av hela beslutsprocessen. Det anses viktigt att man tänker ur ett riskvärderingsperspektiv redan när man finner att ett område kan vara förorenat, och att man arbetar aktivt med riskvärderingen genom hela för- och huvudstudien och inte när alla fakta redan finns på bordet utan att det är en iterativ process som hela tiden baseras på nya fakta.

Hur en risk uppfattas beror till stor del på hur olika risker och riksutfordringar kommuniceras (t ex Löfstedt, 2005; Schewald-van der Kley, 2004). Det finns dock inte en klar och tydlig mall att gå efter för hur man bör kommunicera risker (t ex Löfstedt, 2005), däremot finns det nyckelpunkter som är generella och av stor betydelse. I en studie inom NICOLE som bygger på erfarenheter av efterbehandlingsprojekt i Europa har man sammanställt vad som krävs för att ett projekt skall fungera bra (Schewald-van der Kley, 2004). En av de viktigaste slutsatserna var att man måste behandla alla involverade parter med respekt och lyssna på vad de olika

parterna har att säga. Alla olika parterna skall tas på allvar. Kommunikationen skall vara öppen och ärlig. En annan viktig erfarenhet var att exakt hur, vad och på vilket sätt man behöver kommunicera varierar från objekt till objekt. Det är oftast lönsamt ur flera aspekter att starta den kommunikativa processen med alla berörda parter så tidigt som möjligt. Ofta beror en låst situation på bristande kommunikation och förtroende, men genom att ta sociala aspekter på allvar i ett tidigt skede kan man undvika en sådan låsning. En tydlig, transparent och väl genomförd riskbedömning och underlag för riskvärdering är av mycket stor betydelse i kommunikationen med allmänheten och för dess uppfattning av risker, och olika åtgärdsförslag liksom för de aktiviteter som pågår under tiden.

Även från de enkätsvar och ur de intervjuer och diskussioner som genomförts inom föreliggande projekt har samma erfarenheter redovisats. Det återkommer flera påpekanden om att kommunikation, genom möjlighet till delaktighet så tidigt som möjligt är en av de viktigaste förutsättningarna för ett lyckat genomförande av ett projekt. Det förekommer också beskrivningar av exempel på saneringsprojekt där det gått att vända en låst situation genom att aktivera kommunikationen senare i ett projekt. Kostnaden i tid och åtgärder för att vända situationen för detta ansåg man nödvändig, men dyrare än om den kommit igång redan från början. Delaktighet uppnås enligt föreliggande studie genom att lyssna och att så enkelt, ärligt och konkret som möjligt förmedla expertkunskap och information.

En väl fungerande kommunikation är uppenbarligen avgörande för att få en väl fungerande arbetssituation igenom ett projekt med så många parter, intressen och aktörer som oftast ingår i efterbehandlingsprojekt. Riskvärderingsprocessen är en viktig del av denna kommunikation. Flera påpekar att fullständig dokumentation av beslutsprocessen bör redovisas och framgå i erfarenhetsåterföringsfasen när sanering är färdigställd. Man ser arbetet med riskvärderingen som en kommunikativ process, där medvetenhet mm ständigt ökar.

6.1 Slutsatser

- De verktyg som används idag för olika miljöbeslut är i huvudsak baserade på humanriskbedömningar, oftast med utgångspunkt från myndigheters föreskrifter. Vid val av åtgärd görs oftast även en ekonomisk bedömning baserad på direkta kostnader eller på en kostnad-nytta analys. I privatfinansierade saneringsobjekt har den ekonomiska värderingen gjorts redan i ett tidigare skede av projektet, oftast när man väljer att bygga eller på annat sätt förändra befintlig användning av ett förorenat område. Det efterfrågas dock verktyg som även innefattar andra aspekter.
- Det efterfrågas mer och tydligare instruktioner för de delar i riskvärderingsprocessen av förorenade områden som omfattar riskbedömning, teknik, samt ekonomisk värdering än vad som ges i Kvalitetsmanualen (2003).
- Det finns behov av instruktioner för vilka övriga miljöhänsyn, utöver de som ingår i riskbedömningen, som bör ingå samt hur de bör värderas.

- Man efterlyser även fler och tydligare instruktioner på hur man beskriver och värderar effekter på kort respektive lång sikt, hur man för in rättvisefrågor och intressekonflikter samt hur man kan ta fram underlag på andra mjuka frågor som till exempel människors oro i riskvärderingsunderlaget.
- Det finns en allmän önskan om att underlaget för riskvärdering skall vara mer jämförbart mellan olika projekt och mer transparent. Ett första steg för att uppnå dessa önskemål är bland annat en ny version av kvalitetsmanualen som utkommer under senare delen av 2005. I den ingår en matris för riskvärdering.
- Man efterlyser en ökad tydlighet från myndigheters sida kring vilka krav som ställs och varför. Vid riskvärderingen är likvärdig behandling mellan t ex olika kommunala exploaterings objekt respektive statligt finansierade objekt avseende såväl åtgärdskrav som krav på innehåll i underlag är viktig.
- En väl fungerande kommunikation är avgörande för ett saneringsprojekt och riskvärderingsprocessen är en viktig del av denna kommunikation. Det är viktigt att alla involverade parter är med i processen tidigt, vilket innefattar såväl allmänhet som beslutsfattare. Information till tredje man är A och O. Riskvärderingen bör ske iterativt och vara med redan från starten av ett projekt. För att öka transparensen och överförbarheten bör hela processen dokumenteras.
- Beslutsstödsverktyg kan vara användbara för att underlätta beslutsfattandet, eftersom
 - de utgör ett strukturerat underlag
 - underlättar dokumentationen av beslutsunderlaget och
 - de kan fungera som ett viktigt stöd för kommunikationen mellan berörda parter
- Beslutsstödsverktyg, även i form av checklistor, kan vara värdefulla för att få rätt frågor beaktade. Det är viktigt att beslut baseras på tillräckligt bra men också enkla och tydliga underlag.
- Val av verktygsstruktur och komplexitet beror på ambitionsnivå inom ett projekt. Ibland räcker enkla checklistor, medan i andra fall en kombination av användandet av etablerade verktyg för ERA, CBA, LCA och etisk riskvärdering kan behöva användas för att på rätt sätt få fram de faktorer som bör ingå för att göra en adekvat miljö-, hälso-, kostnads- och social bedömning.
- Beslutsstödsverktyg kan vara kvantitativa och även beskriva kända osäkerheter. För vissa av de aspekter man skall beakta är kvalitativa beskrivningar dock mer relevanta. Detta gäller framförallt sådana aspekter som har verkan även på längre sikt där bedömningen av osäkerheter är mycket svår och när det är svårt att definiera vad man inte vet.

6.2 Avslutande kommentar

För att få en ökad trygghet och kompetens i riskvärderingsprocessen kan enkla befintliga verktyg uppdateras och utvecklas så att de blir lätta att använda. Dessa skall innefatta psykologiska och etiska frågeställningar samt övriga miljöfrågor. De

skall ingå i riskvärderingsprocessen tillsammans med de verktyg som främst används idag, d v s riskbedömning, teknisk genomförbarhet samt kostnadsbedömning. Verktygen kan också innefatta olika tidsperspektiv (idag och i framtiden). Det finns flera tillgängliga och befintliga verktyg som kan förenklas, utvecklas och användas var för sig eller tillsammans på olika beslutsnivåer avseende efterbehandlingsprojekt i Sverige. Arbetet med denna utveckling bör ske i samverkan mellan olika aktörer. De utarbetade verktygen skall också vara relaterade till förslag på tydlig och transparent dokumentation av riskvärderingsprocessen. För att få en mer allmän och liknande syn på riskvärderingsprocessen och för att öka kunskapen finns ett behov av kurser på olika nivåer. Dessa bör tas fram i samråd mellan olika aktörer.

7 Referenser

- Acreman, M. 2001. Ethical aspects of water and ecosystems. *Water Policy* **3** (3): 257-265.
- Andersson-Sköld, Y., Andersson, K., Lind, B., Jacobsson, T., Larsson, L, Suèr, P., 2004, Charcoal containing asphalt - resource or hazardous waste *Submitted to Journal of Industrial Ecology*
- Amigues, J.-P., C. Boulatoff, B. Desaignes, C. Gauthier and J. E. Keith. 2002. The benefits and costs of riparian analysis habitat preservation: a willingness to accept/willingness to pay contingent valuation approach. *Ecological Economics* **43**: 17-31.
- Asante-Duah, K. 1998. *Risk Assessment in Environmental Management. A Guide for Managing Chemical Contamination Problems*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Bage, G. F., R. Samson and B. Sinclair-Desgagné. 2002. A Technicoeconomic Approach for the Selection of a Site Remediation Strategy - Part A: Theory. *Environmental Management* **30** (6): 807-815.
- Bage, G. F., R. Samson and B. Sinclair-Desgagné. 2003. A Technicoeconomic Approach for the Selection of a Site Remediation Strategy - Part B: Model Application. *Environmental Management* **31** (1): 69-78.
- Bailey, P., Gough, C., Chadwick, M and McGranahan, G. 1996. *Methods for Integrated Environmental Assessment: Research Directions for the European Union*, Stockholm Environmental Institute.
- Baird, B. F. 1989. *Managerial Decisions Under Uncertainty. An Introduction to the Analysis of Decision Making*. John Wiley and Sons, U.S.A.
- Bardos, P. and A. Lewis. 2001. Report of the NICOLE workshop. Cost-effective clean-up technology; quality assurance and acceptance. 17-18 May 2001, hosted by TotalFinaElf, Paris, France. 04-10-12.
http://www.arpa.piemonte.it/intranet/CTNTES/Bonifiche/Documenti/Altridocumenti/NICOLE_Cost_effective_clean-up_technology.pdf.
- Bardos, R. P., A. Lewis, S. Northcliff, C. Mariotti, F. Marot and T. Sullivan. 2002. CLARINET. Review of Decision Support Tools for Contaminated Land Management, and their Use in Europe. Austrian Federal Environment Agency. 04-10-12.
http://www.clarinet.at/library/final_report_1102.pdf.
- Baumann, H. and A.-M. Tillman. 2004. *The Hitch Hiker's Guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application*. 1 ed. Studentlitteratur, Lund, Sweden.

Bender, A., S. Volkwein, G. Battermann, H.-W. Hurtig, W. Klöpffer and W. Kohler. Life cycle assessment method for remedial action techniques: methodology and application. *Contaminated Soil '98 - sixth international FZK/TNO Conference*, 367-376, Edinburgh, UK.

Bendz, D., K. Håkansson, O. Wik and M. Elert. 2004. *Miljöriktlinjer för askanvändning - etapp 2. Underlagsrapport 1: Generella principer*. SGI uppdragsnummer 11944. Värmeforsk Service AB, Stockholm, Sweden.

Bouwman, M. E. and H. C. Moll. 2002. Environmental analyses of land transportation systems in The Netherlands. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 7 (5): 331-345.

Brent, R. J. 1996. *Applied Cost-Benefit Analysis*. Edward Elgar Publishing Limited, Cheltenham, UK.

Brown, K., W. N. Adger, E. Tompkins, P. Bacon, D. Shim and K. Young. 2001. Trade-off analysis for marine protected area management. *Ecological Economics* 37 (3): 417-434.

COST 624 WORKSHOP, Tomar, Portugal, 3-6 October 1999: Working Group 3 – Evaluation Tools http://www.ensic.u-nancy.fr/COSTWWTP/Pdf/Tomar_wg3.pdf

Covello, V. T. and M. W. Merkhofer. 1993. *Risk Assessment Methods: Approaches for Assessing Health and Environmental Risks*. Plenum Press, New York.

Dakins, M. E., J. E. Toll and M. J. Small. 1994. Risk-Based Environmental Remediation: Decision Framework and Role of Uncertainty. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13 (12): 1907-1915.

Dakins, M. E., J. E. Toll, M. J. Small and K. P. Brand. 1996. Risk-Based Environmental Remediation: Bayesian Monte Carlo Analysis and the Expected Value of Sample Information. *Risk Analysis* 16 (1): 67-79.

Diamond, M. L., C. A. Page, M. Campbell, S. McKenna and R. Lall. 1999. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: method and generic survey. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18 (4): 788-800.

Drechsler, M. 2004. Model-based conservation decision aiding in the presence of goal conflicts and uncertainty. *Biodiversity and Conservation* 13: 141-164.

Drunen, M. A. v., E. Beinat, M. H. Nijboer, A. Haselhoff, M. i. t. Veld and A. R. Schütte. 2000. De RMK-metodiek voor het beoordelen van bodemsaneringvarianten - Een methode gebaseerd op Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten - RMK fas 3. internetversie 12 april 2000.

Egelstig, Christer, 2005, JM AB, Privat kommunikation

EMS-I. 2004. GMS 5.0. Environmental Modeling Systems, Inc. 2004-06-10. http://www.ems-i.com/GMS/GMS_Overview/gms_overview.html.

- Engqvist, S. and A. Lindquist. 2004. Identifiering av saneringsmetoder med översiktlig bakgrundsinformation. Master's Thesis 2004:13 (*In Swedish*). Institutionen för geologi och geoteknik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Espelta, J. M., J. Retana and A. Habrouk. 2003. An economic and ecological multi-criteria evaluation of reforestation methods to recover burned *Pinus nigra* forests in NE Spain. *Forest Ecology and Management* **180** (1-3): 185-198.
- Federal Environmental Agency. 1999. Brownfields versus Greenfields: Economic and Ecological Aspects of Land Development Options. Federal Environmental Agency, Contaminated Land Section. 04-10-08.
http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/pdf/land_value_balance.pdf
- Federal Environmental Agency. 2000. The Soil - Value - Balance: A Local Authority Decision Aid for Sustainable Land Management. Federal Environmental Agency, Contaminated Land Section. 04-10-08.
http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/berichte/pdf/land_value_balance.pdf
- Ferguson, C., D. Darmendrail, K. Freier, B. K. Jensen, J. Jensen, H. Kasamas, A. Urzelai and J. Vegter, eds. 1998. *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1. Scientific Basis*. LQM Press, Nottingham.
- Ferguson, C. and H. Kasamas, eds. 1999. *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Frameworks*. LQM Press, Nottingham.
- Ferrarini, A., A. Bodini and M. Becchi. 2001. Environmental quality and sustainability in the province of Reggio Emilia (Italy): using multi-criteria analysis to assess and compare municipal performance. *Journal of Environmental Management* **63** (2): 117-131.
- Finnveden, G., 1997. Valuation methods within LCA - Where are the values? *Int. J. LCA*, 2, 163-169
- Finnveden, G., Andersson-Sköld, Y., Samuelsson, M-O., Zetterberg, L. och Lindfors, L-G., 1992. *Classification (Impact Analysis) in Connection with Life-Cycle Assessment - A Preliminary Study*. In Product Life-Cycle Assessment - Principles and Methodology. Nord 1992:9, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark Anonymous, 172-231
- Freeze, R. A., J. Massman, L. Smith, T. Sperling and B. James. 1990. Hydrogeological Decision Analysis: 1. A Framework. *Ground Water* **28** (5): 738-766.
- Fredäng, A., Krawniqi, A., Rejnö, T., Tejler, L., 1999, Brandteknisk riskvärdering av Gislaveds gymnasium, Lunds Tekniska Högskola, Institutionen för Brandteknik, 9144

- FRTR. 2004. Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, version 4.0. Federal Remediation Technologies Roundtable. 2004-06-09.
http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html.
- Grimski, D. 2000. The Land Value Balancing System: A Tool for Greenspace Protection. Federal Environmental Agency, Germany. 04-10-11.
<http://www.brownfields2002.org/proceedings2000/1-14g.pdf>.
- Hanley, N. and C. L. Spash. 1993. *Cost-Benefit analysis and the environment*. Edward Elgar Publishing Limited, Aldershot, UK.
- Hansson, S.-O. 1991. An Overview of Decision Theory. SKN Report 41. Statens Kärnbränslenämnd, Stockholm, Sweden.
- Hauger, M. B., W. Rauch, J. J. Linde and P. S. Mikkelsen. 2002. Cost benefit risk - a concept for management of integrated urban wastewater systems? *Water Science and Technology* **45** (3): 185-193.
- Hellman, B., (2005) Toxikologi som vetenskap och konst, Toxikologisk riskbedömning www.medsci.uu.se/ocmed/webkurs/tox_zen.htm (2005-05-09)
- Håkanson, L., E. Gallego and S. Rios-Insua. 2000. The application of the lake ecosystem index in multi-attribute decision analysis in radioecology. *Journal of Environmental Radioactivity* **49** (3): 319-344.
- ISO 14040. 1997. *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*. International Organisation for Standardisation (ISO 14040:1997).
- ISO 14041. 1998. *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Goal and scope definition and inventory analysis*. International Organisation for Standardisation (ISO 14041:1998).
- ISO 14042. 2000. *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life cycle impact assessment* International Organisation for Standardisation (ISO 14042:2000).
- ISO 14043. 2000. *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Life cycle interpretation* International Organisation for Standardisation (ISO 14043:2000).
- Janssen, R. 2001. On the use of multi-criteria analysis in environmental impact assessment in The Netherlands, *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* Volume 10, Issue 2 , Pages 101–109
- Johannesson, M. 1998. Risk management under uncertainty. Strategies for protecting health and the environment. Ph. D. Thesis. Natural resources Management. Department of Systems Ecology, Stockholm University, Stockholm.
- Johnsen, T., B. Pretlove and S. B. Jensen. 2000. Nordisk status for bruk av livsløpsanalyser (LCA) i avfallssektoren. NT Techn Report 463. Nordtest.

- Jones, C. 2005. Förbättrade miljöriskbedömningar. Nätverket Renare Mark, Vår-
möte Umeå, 16 - 17 mars 2005 (<http://www.renaremark.se/arkiv/vm2005/>)
- Khelifi, O., S. Zinovyev, A. Lodolo, S. Vranes and S. Miertus. 2004. Decision
support tools for evaluation and selection of technologies for soil remediation and
disposal of halogenated waste. Organohalogen compounds - Volume 66 (ICS-
UNIDO). 04-12-30. <http://dioxin2004.abstract-management.de/pdf/p394.pdf>.
- Lakshminarayan P. G., Johnson S. R. and Bouzaher A. 1995. A Multi-objective
Approach to Integrating Agricultural Economic and Environmental Policies. *Jour-
nal of Environmental Management* **45** (4): 365-378.
- Lind, B., Andersson-Sköld, Y., Nyström Claesson, A., Andersson, K., Larsson, L.,
Suèr, P. and Jacobson, T. 2004. *Stenkolstjära – resurs eller farligt avfall*, VV pub-
likation 2004
- Lindfors, L.G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V. Leskinen,
A., Hanssen, O-J., Rønning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G., 1995. *Nordic Guide-
lines on Life-Cycle Assessment*, Nordic Council of Ministers, Report Nord 1995:20.
Copenhagen 1994
- Llewellyn, G. 1998. Strategic risk assessment--prioritising environmental protec-
tion. *Journal of Hazardous Materials* **61** (1-3): 279-286.
- Löfstedt, R. 2005. *Risk och sårbarhet i samhället*, Presenterat på kunskapssemina-
riet Extremt väder och klimatförändring - med Göteborgsperspektiv, Burgårdens
konferenscenter den 25 nov., Göteborg,
<http://www.media.goteborg.se/fotoweb/Grid.fwx>
- Ma, H.-w., K.-Y. Wu and C.-D. Ton. 2002. Setting information priorities for reme-
diation decisions at a contaminated-groundwater site. *Chemosphere* **46** (1): 75-81.
- Marin, C. M., M. A. Medina, Jr. and J. B. Butcher. 1989. Monte Carlo analysis and
Bayesian decision theory for assessing the effects of waste sites on groundwater, I:
Theory. *Journal of Contaminant Hydrology* (5): 1-13.
- Mattsson, B, 1970, Samhällsekonomiska kalkyler - En introduktion till cost-benefit
analysen , Scandinavian University Books, Läromedelsförlagen
- McMahon, P. and M. Postle. 2000. Environmental valuation and water resources
planning in England and Wales. *Water Policy* **2** (6): 397-421.
- Mendoza, G. A. and R. Prabhu. 2003. Qualitative multi-criteria approaches to as-
sessing indicators of sustainable forest resource management. *Forest Ecology and
Management* **174** (1-3): 329-343
- MIACC (Major Industrial Accidents Council of Canada). 1997. *Risk Assessment
Guide for Municipalities and Industry*. MIACC publication 363.64/R595A/1997.
- Miljöbalk, 1998:808 (<http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.htm>)

Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J. and Steen, P. 1999. *Miljösystemanalytiska verktyg - en introduktion med koppling till beslutssituationer*, Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier, Stockholms Universitet / Systemekologi och FOA, AFR-REPORT 251, Naturvårdsverket

NATO/CCMS. 2001. *Pilot Study. Evaluation of Demonstrated and Emerging Technologies for the Treatment of Contaminated Land and Groundwater* (Phase III). 2000 Special session. Decision Support Tools. Number 245. EPA 542-R-01-002. North Atlantic Treaty Organization. 04-10-12.
<http://www.epa.gov/tio/download/partner/2000specialreport.pdf>.

NICOLE, 2005. NICOLE workshop, 1 -2 December, 2005, Cagliari, Sardinia, Italy (<http://www.nicole.org/>)

Norrman, J. 2004. On Bayesian Decision Analysis for Evaluating Alternative Actions at Contaminated Sites. Ph. D. Thesis. Department of GeoEngineering, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.

Norrman, J., Starzec, P., Angerud, P, Lindgren, Å, 2005, Decision analysis for limiting leaching of metals from mine waste along a road, *Transportation Research Part D (TRD)*, In press

NRC. 1996. *Understanding Risk. Informing Decisions in a Democratic Society*. National Academy Press, Washington D.C.

NRC. 1997. *Valuing Groundwater. Economic concepts and approaches*. National Academy Press, Washington D. C.

NV. 1999a. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. Rapport 4918. Statens Naturvårdsverk, Stockholm.

NV. 1999b. Val av åtgärder. Metod för sammanvägning och samhällsekonomiska bedömningar. Rapport 5005. Statens Naturvårdsverk, Stockholm.

NV. 2002a. Kunskapsförsörjning inom efterbehandling av förorenade områden. Rapport 5252. Naturvårdsverket, Stockholm.

NV. 2002b. Värdering av grundvattenresurser. Metoder och tillvägagångssätt. Rapport 5242. Naturvårdsverket, Stockholm.

NV. 2003a. Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Manual efterbehandling. Utgåva 1. Best nr 1234-7. Statens Naturvårdsverk, Stockholm.

NV. 2003b. Konsekvensanalys steg för steg. Handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket. Rapport 5314. Statens Naturvårdsverk, Stockholm.

Owens, J. W. 1997. Life-cycle assessment in relation to risk assessment: An evolving perspective. *Risk Analysis* **17** (3): 359-365.

- Page, C. A., M. L. Diamond, M. Campbell and S. McKenna. 1999. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: Case study. *Environmental Toxicology and Chemistry* **18**: 801-810.
- Peterson, P. and Jensen, K. K. 2005. *Riskvärdering av förorenad mark – etiska och ekonomiska perspektiv*. Rapport för Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering. Naturvårdsverket
- Ribbenhed, M., C. Wolf-Watz, M. Almemark, A. Palm and J. Sternbeck. 2002. *Livscykelanalys av marksaneringstekniker för förorenad jord och sediment*. B 1476. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Rosén, L, Grahn, L and Brodd, P. 2005, *Riskbaserad beslutsanalys - Val av åtgärd för hantering av föroreningar vid Oskarshamns hamn*, Rapport nr O-hamn 2004:2, Oskarshamns kommun
- Roth, L. and M. Eklund. 2003. Environmental evaluation of reuse of by-products as road construction materials in Sweden. *Waste Management* **23** (2): 107-116.
- ScanRail Consult. 2000. Environmental/Economic Evaluation and Optimising of Contaminated Sites Remediation. Method to Involve Environmental Assessment. Banestyrelsen rådgivning, Copenhagen, Denmark.
- Schenck, R. C. 2001. Land use and biodiversity indicators for Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* **6** (2): 114-117.
- Schelwald-van der Kley, L., 2004, *Communication on contaminated land*, Nicole Communication booklet/ Nicole Report
- Spimfab, 2005, <http://www.spimfab.se/> (2005-10-04)
- Suèr, P., S. Nilsson-Påledal and J. Norrman. 2004. LCA for Site Remediation: A Literature Review. *Soil and Sediment Contamination* **13** (4): 415-425.
- Sullivan, T. M., M. Gitten and P. D. Moskowitz. 1997. Evaluation of selected environmental decision support software. U.S. Department of Energy, Office of Environmental Mangement. 04-12-30.
<http://www.epa.gov/swertio1/download/remed/doedss.pdf>.
- Svensson, Anders, 2005, Miljöförvaltningen, Göteborgs stad, Miljö, Privat kommunikation
- Tukker, A., 1998. *Frames in the Toxicity Controversy. Risk Assessment and Policy Analysis. Related to the Dutch Chlorine Debate and the Swedish PVC-Debate*. Thesis.
- TNO. 2004. "ABC" for industrial contaminated sites. TNO Environment, Energy and Process Innovation. 04-12-30.
<http://www.chemie.tno.nl/Informatiebladen/337e.pdf>.

UNEP, United Nation Environment Programme, Industry and Environment. 1996. *Life Cycle Assessment: what it is and how to do it*. United Nations Publications Sales no. 9C-IIID. 2, Paris.

U.S. EPA. 2000. Guidelines for Preparing Economic Analyses. EPA 240-R-00-003. U. S. Environmental Protection Agency, Washington D. C.

University of Tennessee. 1998. SADA Spatial Analysis and Decision Assistance Home Page. University of Tennessee Research Corporation. 04-12-30.
<http://www.tiem.utk.edu/~sada/>.

Varis, O. 1997. Bayesian decision analysis for environmental and resource management. *Environmental Modelling and Software* **12** (2-3): 177-185.

Vignes, R. 1999. Limited life cycle analysis: a tool for the environmental decision-making toolbox. *Strategic Environmental Management* **1** (4): 297-332.

Wenstorp, F. and Seip, K. 2001. Legitimacy and quality of multi-criteria environmental policy analysis: a meta analysis of five MCE studies in Norway. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*, 10(2):53-64

Volkwein, S., A. Bender, W. Klöpffer, H.-W. Hurtig, G. Battermann and W. Kohler. Life cycle assessment method for remediation of contaminated sites. *Contaminated Soil '98 - sixth international FZK/TNO Conference*, 1069-1070, Edinburgh, UK.

Volkwein, S., H.-W. Hurtig and W. Klöpffer. 1999. Life cycle assessment of contaminated sites remediation. *Int. J. LCA* **4** (5): 263-274.

Zhu, X. and A. P. Dale. 2001. JavaAHP: a web-based decision analysis tool for natural resource and environmental management. *Environmental Modelling and Software* **16** (3): 251-262.

Riskvärdering

- metodik och erfarenheter

RAPPORT 5615

NATURVÅRDSVERKET

ISBN 91-620-5615-8

ISSN 0282-7298

Rapporten redovisar en kartläggning av metodik och erfarenheter av olika sätt att värdera risk vid efterbehandling av förorenad mark. Kartläggningen har genomförts genom en litteraturstudie kompletterad med enkäter, djupintervjuer och en work-shop. Även ett antal beslutstödsverktyg som används eller kan användas för riskvärdering presenteras.

Rapporten pekar på att det finns ett stort behov av att utveckla metodiken för riskvärdering. I detta bör ingå vilka olika verktyg som bör användas, vilket underlag som behövs, vilka aspekter som bör beaktas och hur själva riskvärderingsprocessen bör gå till. Metodikutvecklingen bör enligt rapporten syfta till mer jämförbara och transparenta riskvärderingar.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i den här rapporten. Författarna svarar själva för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet, SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.