

Kostnads-nyttanalyt som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser

Metodutveckling och exempel på tillämpning

RAPPORT 5836 • JUNI 2008



Kunskapsprogrammet



Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser

Metodutveckling och exempel på tillämpning

Lars Rosén, FRIST
Pär-Erik Back, FRIST
Åsa Soutukorva, Enveco
Tore Söderqvist, Enveco
Patrik Brodd, SWECO
Lars Grahn, SWECO

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

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

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5836-4.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2008

Elektronisk publikation

Tryck: CM Gruppen AB

Omslag: foto: Stena Metall

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 ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Föreliggande rapport redovisar projektet ”Kostnads-nyttoanalys för prioritering av efterbehandling” som genomförts inom Hållbar sanering. Rapporten beskriver hur kostnads-nyttoanalys kan användas för att göra samhällsekonomiska bedömningar av efterbehandlingsåtgärder.

Arbetet har utförts inom kompetenscentrat FRIST vid Chalmers tekniska högskola, i samarbete med Enveco Miljöekonomi AB och SWECO VIAK AB. Rapporten har författats av Lars Rosén (FRIST), Pär-Erik Back (FRIST), Åsa Soutukorva (Enveco), Tore Söderqvist (Enveco), Patrik Brodd (SWECO) och Lars Grahn (SWECO). En referensgrupp bestående av Lars Barregård (Sahlgrenska sjukhuset), Per-Olov Johansson (Handelshögskolan i Stockholm) och Greg Morrison (Chalmers Tekniska Högskola) har varit kopplad till arbetet, och författarna vill tacka för gruppens synpunkter. Knut Per Hasund, Sveriges Lantbruksuniversitet, har varit Hållbar Sanerings kontaktperson för arbetet.

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

Naturvårdsverket i juni 2008

Innehåll

SAMMANFATTNING	8
SUMMARY	11
1 INLEDNING	14
2 VAD ÄR KOSTNADS-NYTTOANALYS?	18
2.1 Beslutsfattande och KNA	18
2.2 Kostnader, nytta och lönsamhet	19
2.3 Aspekter på metoden	21
3 RISKBEDÖMNING OCH RISKBERÄKNING	23
3.1 Riskbedömning – bakgrund och principer	23
3.1.1 Principer för riskbedömningar	24
3.1.2 Referensvärden och kostnads-nyttoanalys	26
3.2 Konceptuell beskrivning av risker	27
3.2.1 Typer av riskförändringar	27
3.2.2 Riskernas karaktär	28
3.3 Befintliga beräkningsmodeller för risknivå	30
3.3.1 Humanrisker: Cancerogena ämnen - den svenska modellen	30
3.3.2 Humanrisker: Cancerogena ämnen - den amerikanska modellen	31
3.3.3 Humanrisker: Icke-cancerogena ämnen	31
3.3.4 Humanrisker: Akuttoxiska ämnen	31
3.3.5 Miljörisker	32
3.3.6 Modeller för övriga risker	32
3.3.7 Tillämplighet av beräkningsmodeller	33
3.4 Rekommenderat angreppssätt	33
4 KOSTNADS-NYTTOANALYS: TEORI	35
4.1 Inledning	35
4.2 Allmänt om kostnader och nyttor	37
4.2.1 Konsumentöverskott och producentöverskott	39
4.2.2 Kostnaden för resursåtgång	39
4.2.3 Överensstämmelse mellan monetära enheter	40
4.2.4 Diskontering	41
4.2.5 Primära och sekundära marknader	42
4.2.6 Känslighetsanalys	44
4.3 Kostnader och nyttor av efterbehandling och deras värdering	44
4.3.1 Kostnader och nyttor av efterbehandling	45
4.3.2 Att uttrycka nyttor och kostnader i monetära termer	48
4.3.3 Miljö- och hälsovärderingsmetoder	49
4.4 Markvärdesförändringar	51
4.5 Arbetskraftskostnader	53

4.5.1 Några viktiga begrepp	53
4.5.2 Full sysselsättning	54
4.5.3 Arbetslöshet	54
4.6 Riskförändringar	55
4.6.1 Riskvärdering <i>ex post</i> respektive <i>ex ante</i>	56
4.6.2 Objektiv och subjektiv risk	60
4.6.3 Värdering av hälso- och miljöförändringar	63
4.7 Exempel på kostnads-nyttoanalyser av efterbehandlingsinsatser	69
4.7.1 Superfund i USA 1980-2004	69
4.7.2 Kostnader och nyttor av efterbehandling	70
5 METODIK OCH EXEMPEL	74
5.1 Exempelprojekt 1: Robertsfors f.d. impregneringsanläggning	74
5.1.1 Allmänt om Robertsfors kommun och det förorenade området	74
5.1.2 Åtgärds mål	75
5.1.3 Förorenings situation	76
5.1.4 Riskbedömning	77
5.1.5 Detaljerade åtgärds mål	78
5.1.6 Resultat av sanering	79
5.2 Exempelprojekt 2: F.d. industrikvarteret Lyftkranen i Bromma	79
5.2.1 Allmänt om Ulvsunda industriområde och det förorenade området	79
5.2.2 Framtida markanvändning och rekreativ värde	80
5.2.3 Förorenings situation	81
5.2.4 Riskbedömning	82
5.2.5 Detaljerade åtgärds mål	84
5.2.6 Resultat av sanering	84
5.3 Steg 1. Definition av målfunktion	84
5.4 Steg 2: Identifiering av kostnader och nyttor	87
5.4.1 Resonemang inklusive konkretisering för Robertsfors	87
5.4.2 Resonemang inklusive konkretisering från Lyftkranen	89
5.5 Steg 3. Kvantifiering av kostnader och nyttor	91
5.5.1 Kvantifiering och monetarisering Robertsfors	93
5.5.2 Alternativ åtgärd Robertsfors – Täckning, hantering av sediment	101
5.5.3 Kvantifiering och monetarisering Lyftkranen	101
5.5.4 Alternativ åtgärd Lyftkranen – Täckning, inneslutning och hantering av sediment	107
5.6 Steg 4. Beräkning av resultat	108
5.6.1 Resonemang inklusive konkretisering för Robertsfors	108
5.6.2 Resonemang inklusive konkretisering för Lyftkranen	109
6 KORTFATTAD ARBETSGÅNG	112
7 METODENS TILLÄMPLIGHET	119
8 REFERENSER	121

BILAGA A. VILKEN KONCENTRATION SKA RISKBERÄKNING BASERAS PÅ?	127
Inledning	127
Begreppet risk	127
Hälsorisken karaktär samt exponeringsvägar	128
Statistisk fördelning av mätdata	128
Provtagningsstrategi	129
Mängden mätdata	130
Diskussion	130
Slutsatser	131
Referenser	132
BILAGA B: RISKBERÄKNING FÖR TVÅ EXEMPELPROJEKT	133
Inledning	133
Exemplet Robertsfors	133
Långtidsrisk arsenik: Beräkning av koncentration	133
Långtidsrisk arsenik: Kvantifiering av risknivå	134
Akutrisk: Kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde	136
Exemplet Lyftkranen	137
Långtidsrisk cancerogena PAH: Beräkning av koncentration	137
Långtidsrisk cancerogena PAH: Kvantifiering av risknivå	138
Resultat	139
Slutsatser av exemplen Robertsfors och Lyftkranen	139
Referenser	140
BILAGA C: VAD ÄR RISKAVERSION?	141
Definition av riskaversion	141
Riskaversion och betalningsvilja	143
BILAGA D: DISKONTERING MED NUVÄRDESMETODEN	147

Sammanfattning

För att uppnå miljömålet *En giftfri miljö* krävs att en stor mängd förorenade områden tas om hand och efterbehandlas. Kostnaden för att åtgärda de mest förorenade områdena har av Naturvårdsverket beräknats uppgå till ca 60 miljarder kronor. Ett problem är dock att samhällets resurser för sådana insatser är begränsade. Det är därför viktigt att utveckla verktyg för att prioritera bland tänkbara insatser så att en sund hushållning sker av samhällets begränsade resurser. En möjlig ansats till prioritering är att göra samhällsekonomiska bedömningar av potentiella efterbehandlingsinsatser. Syftet är då att undersöka om en viss insats är samhällsekonomiskt lönsam och helst även analysera vilka insatser som är mer samhällsekonomiskt lönsamma än andra. Ett vedertaget verktyg för samhällsekonomiska analyser är Kostnads-nyttoanalys (KNA). Metoden har dock ännu fått begränsad användning inom svenskt miljöarbete, och särskilt vad gäller arbete med förorenade områden. I detta projekt inom Naturvårdsverkets kunskapsprogram *Hållbar sanering* beskrivs hur KNA kan användas för att göra samhällsekonomiska bedömningar av efterbehandlingsåtgärder.

En KNA av efterbehandlingsinsatser syftar allmänt till att beräkna nyttor (N) och kostnader (K) för alla de individer och företag som påverkas av en viss insats. Exempel på nyttor är värdet av minskade miljö- och hälsorisker eller fastighetsvärdesförbättringar. Exempel på kostnader är efterbehandlingskostnader, kostnader för miljöpåverkan under sanering och kostnader för ökad miljöbelastning vid deponeringsplatser. När de ekonomiska posterna beräknats sker en jämförelse mellan nyttor och kostnader för att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten av insatsen. Analysen har en strikt samhällsekonomisk utgångspunkt. Det är alltså en speciell typ av analys som bör utgöra en del av, men inte hela, beslutsunderlaget.

Hur allvarligt förorenat ett område är bedöms i termer av vilken risk området utgör för människor och miljön. Som arbetet visar måste själva förändringen av risk kvantifieras för att kunna beräkna den ekonomiska nyttan av en efterbehandling. Det finns olika principer för hur en miljö- och hälsoriskbedömning görs och särskilt hur man uttrycker risken varierar mellan länder. I Sverige används främst ansatsen *jämförelse av uppmätta haltnivåer med riktvärden*, dvs. det antas att ju mer uppmätta halter överstiger antagna riktvärden, desto högre är risken. Riktvärdet är baserat på föroreningarnas egenskaper, spridning, exponering samt en ansatt acceptabel risknivå. Som rapporten beskriver är denna ansats inte lämplig att använda i samband med ekonomiska värderingar av riskförändringar. Man bör istället, som i vissa fall görs i t.ex. USA, *beräkna absolutvärdet för risknivån utifrån den uppmätta halten* alternativt beräkna *sannolikheten att överskrida ett referensvärde*, t.ex. ett riktvärde. Den sista ansatsen innebär att man beräknar sannolikheten att ett riktvärde överskrids baserat på statistik om föroreningsutbredning m.m.

För efterbehandlingsinsatser redovisar rapporten ett stegvis tillvägagångssätt att genomföra en KNA. *Steg 1* innebär att de specifika nyttor och kostnader som är aktuella i efterbehandlingsprojektet definieras och ställs upp i en s.k. målfunktion.

I *Steg 2* görs en lista med alla ingående nytto- och kostnadsposter och en kvalitativ uppskattning görs av deras betydelse för slutresultat. I *Steg 3* görs en kvantitativ beräkning av varje posts storlek i pengar, dvs. en monetarisering, i de fall där detta är möjligt eller bedömts om meningsfullt. För övriga poster behålls den kvalitativa uppskattningen av postens storlek. I *Steg 4* görs slutligen en summering av nyttorna och kostnaderna, för att visa om utfallet blir positivt eller negativt. I kapitel 6 sammanfattas arbetsgången i en kortfattad arbetsgång.

För att illustrera de olika stegen används två exempelprojekt; Robertsfors f.d. impregneringsanläggning i Västerbotten samt f.d. industrikvarteret Lyftkranen i Stockholm. Dessa projekt har valts ut för att undersöka och illustrera hur slutresultatet i den samhällsekonomiska analysen beror av projektets geografiska läge (glesbygd eller storstad) och vilken typ av risk som de aktuella föreningarna utgör (akut exponering eller långtidsexponering). I bägge fallen möjliggjorde en sanering att marken åter kunde tas i anspråk för bostäder eller som industrimark, något som inte var möjligt innan sanering. Det har inom ramen för detta projekt inte varit möjligt att genomföra någon helt fullständig kostnads-nyttoanalys för exempelprojekten, men exemplifieringarna ska förhoppningsvis ändå kunna illustrera hur KNA kan genomföras i verkliga projekt.

För Robertsfors beräknades det ökade markvärdet till ca 2 miljoner kronor och de minskade hälsoriskerna värderades till ca 50 000 kr. Kostnaden för saneringen beräknades till ca 52 miljoner kronor. Kostnads-nyttoanalysen fick därför ett negativt utfall på ca 50 miljoner kronor. Värdet av ökade rekreativmöjligheter samt ökad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster kunde inte kvantifieras men bedöms inte kunna påverka slutresultatet i nämnbar omfattning.

För Lyftkranen beräknades det ökade markvärdet till 50-120 miljoner kronor (beroende på om marken kan säljas som industrimark eller för bostadsändamål). Värdet av minskade hälsorisker beräknades understiga 10 000 kr. Värdet av ökade rekreativmöjligheter i och omkring området beräknades inte, men bedöms vara betydligt större än i Robertsfors. Åtgärds-kostnaden för saneringen av Lyftkranen uppgick till ca 126 miljoner kr, till vilket ska läggas miljökostnader till följd av luftutsläpp. Även om marken kan användas för bostadsändamål (dvs. markvärdet ökar till 120 Mkr) och blir attraktiv för rekreation är det därför ovisst om nyttan når upp till kostnaden. Vid annan markanvändning är det definitivt osannolikt.

För båda exempelfallen var värdet av minskade hälsorisker lågt och hade ingen betydelsefull post i kostnads-nyttoanalyserna. Känslighetsanalyser visade, för båda exempelfallen, att förändringar i beräkningsproceduren endast hade marginella effekter på slutresultatet.

Från ett fördelningsperspektiv kan konstateras för Lyftkranen att det till största delen är stockholmarna som skattevägen har betalat för efterbehandlingen och att det även är stockholmarna som får nytta av projektet genom att området görs tillgängligt för rekreation m.m. För Robertsfors kan konstateras att det är skattebetalarna i hela landet som får vara med att betala för efterbehandlingen medan den som dragit störst nytta (även om den inte är särskilt stor) är markägaren. Till viss del får även de boende i Robertsfors nytta av projektet eftersom det ger potential för förbättrade rekreativmöjligheter.

Arbetet visar att informationsbehovet till en fullständig KNA är omfattande och att en fullständig analys i första hand är lämplig att genomföra i stora efterbehandlingsprojekt. I bägge exempelprojekten är värdet av de minskade hälsoriskerna små, och markvärdet den helt dominerande posten. Detta gäller även vid ett mycket långt tidsperspektiv på hälsoriskerna. Det kan därför vara tämligen enkelt att få en indikation på hur stor ekonomisk nytta en efterbehandling kan få, baserat på antalet exponerade människor och den förväntade markvärdesförändringen. Detta är en uppskattning som bör kunna göras i alla efterbehandlingsprojekt.

Summary

Remediation of contaminated land is associated with high governmental costs. The Swedish Environmental Protection Agency (EPA) estimates the cost for cleaning up the most severely contaminated areas in Sweden to approximately 60 billion SEK. Governmental resources for environmental actions are, however, limited and it is therefore necessary to use the available resources in an efficient and sustainable way. One way to prioritize between sites or remediation methods is to measure the effect of the remediation on public welfare. A standard method for public welfare calculations is Cost-benefit analysis (CBA), which is widely used in various types of governmental projects. However, concerning environmental investments the method is not commonly applied in Sweden and especially not in remediation of contaminated land. In this project, financed by the Swedish EPA, CBA is described as a tool for assessing public welfare effects from remediation of contaminated land, and applied to Swedish conditions.

The purpose of a CBA is to calculate the changes in public welfare, as the cost (C) and benefits (B) for all people and companies affected by the project. Benefits from a remediation project can for example be increases in real estate values or the value of decreased health risk. The costs usually include the financial cost of the remediation actions, as well as for example the costs due to an increased environmental hazard from the disposal site where the contaminated soil is deposited. When all relevant costs and benefits have been calculated, the sum of the total stream of costs and benefits over time provides a basis for evaluating the total effects on public welfare. The focus of the analysis is strictly restrained to public welfare effects, on a national level. Hence, local or regional costs and benefits are not to be included. Therefore CBA is a particular type of analysis, and it may need to be combined with other types of analyses in order to achieve a complete basis for decision making.

The hazard posed by a polluted area is normally judged from a risk assessment, where environmental and health risks are estimated. A correct evaluation of the risk associated to a polluted area is necessary in order to be able to assess the need for remediation and, consequently, the economic value of such actions. In order to calculate this economic value, it is necessary to know the result of the remediation, measured as the risk reduction. In the report, the general risk assessment methodology in Sweden is presented and evaluated in relation to its applicability to economic valuation of risk reduction. The usual way to calculate the risk from a contaminated site is to compare its level of contamination with guideline values. As the report concludes this method is not applicable when the risk reduction is to be valued in monetary terms. In this case a risk assessment method based on an actual calculation of hazard level is more appropriate. The principles for this type of risk assessment are described in the report and the methodology is subsequently applied on two real world examples.

The two case-studies are used to illustrate a proposed way to perform a CBA for remediation of contaminated sites, through a step-by-step approach. *Step 1* consists of defining the possible alternative remediation techniques and the target

function where the costs and benefits are included. In *Step 2*, all identified costs and benefits are summarised in two tables, and the importance of each factor is evaluated in qualitative terms. In *Step 3* the value of each cost and benefit is calculated in quantitative monetary terms, starting with the factors assessed to be the most important in the precedent step. If monetary values are inaccessible within reasonable effort, the qualitative evaluation from Step 2 is maintained in the table. In *Step 4* all costs and benefits are summed up and eventually it is interpreted whether the total effect on public welfare is positive or negative. Finally, it is in most cases crucial to include a sensitivity analysis, i.e. how the result changes with small changes in input data, *and* a distribution analysis, in order to show if certain groups or people are affected more by the outcome than others.

The specific methodology and the result of a CBA depend on site specific factors, as illustrated by the two case studies. The first case study is a former wood impregnation mill in Robertsfors in northern Sweden, heavily contaminated by the impregnation fluid. The second case study, called Lyftkranen, is a former industrial site, in a highly urbanised area near the centre of Stockholm, which was heavily contaminated by tar and oil residues. The two sites were chosen in order to illustrate the differences in valuation methodology and results according to, for example, differences in the surrounding area (urban vs. rural conditions) and the contaminant properties (long term health hazards vs. immediate health hazards). In order to have easily accessible data, the remediation measures had been completed at both sites.

In the case of the Robertsfors impregnation mill, the benefits of the performed remediation were primarily assessed to originate from the increase of property value (2 million SEK) and the decrease of health hazards (50 000 SEK). Costs were mainly assessed to occur due to the cost of remediation (52 million SEK). Hence the CBA resulted in a negative output of approximately 50 million SEK. In the case of Lyftkranen, the increase in property value was estimated to be the most important factor, ranging from 50-120 million SEK, followed by the increase of recreational values (no monetary value calculated) and decreased health hazards (10 000 SEK). The financial cost of the remediation measures was estimated to 126 million SEK, to which environmental costs due to air pollution should be added. It is therefore unsure if the outcome of the CBA is positive even if it is possible to establish a residential area on the land (property value 120 MSEK), if the area can be made attractive for recreational activities, and if the recreational values are included in the calculation. A positive outcome is otherwise definitely unlikely, due to the high cost of the remediation.

Sensitivity analysis showed, in both cases, that changes in calculation procedures had insignificant effects on the total outcome of the analysis. The analysis of distributional effects showed that the property owner was the main beneficiary, whilst the tax payers bore the costs.

In both case studies the reductions of health hazards were remarkably small, and insignificant in a public welfare perspective. Instead, the potential property value of the contaminated sites was shown to be the most important factor in a public welfare perspective. However, one must remember that this study was

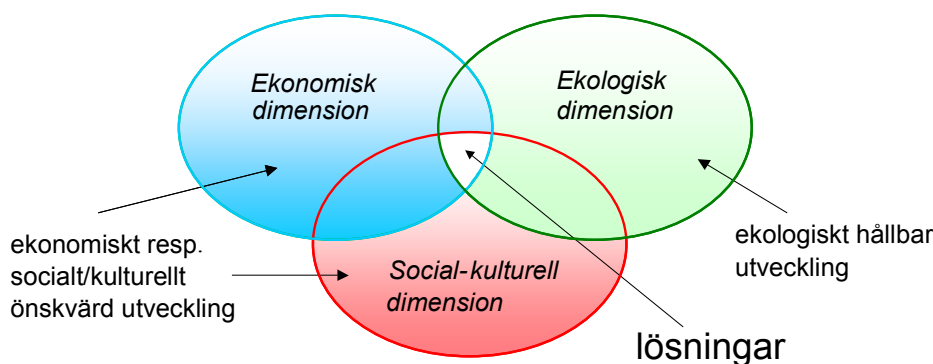
performed given the prevailing constraints for using contaminated land, including the assumption that people are effectively obstructed from the site and hence protected from all health hazards prior to the remediation.

In the case-studies all identified factors were not successfully calculated, due to lack of accessible data. The data demand for a complete CBA is extensive, indicating that a complete CBA can only be reasonable in large remediation projects. Nevertheless the dominant factors were easily recognised, and fairly easily calculated. An approximate CBA is therefore concluded to be possible and very important in all remediation projects, as a means towards a sustainable remediation.

1 Inledning

Efterbehandling av förorenade områden är förknippat med höga kostnader. Naturvårdsverket (2007a) uppskattar att det finns ca 80 000 potentiellt förorenade områden i Sverige. Statens kostnader för efterbehandling av förorenade områden är för närvarande ca 500 miljoner kronor per år. Dessutom bekostas många efterbehandlingsinsatser av ansvariga verksamhetsutövare. Hittills har ca 70 objekt efterbehandlats med statliga medel. Naturvårdsverket (2007a) bedömer att det kan finnas ca 1500 platser som utgör mycket stora risker för människa och miljö. De bedömer också den genomsnittliga saneringskostnaden till ca 40 miljoner kronor per objekt. För att åtgärda de mest allvarligt förorenade områdena kommer det därmed uppskattningsvis att krävas ca 60 miljarder kronor.

Ett ledord i både svenskt och internationellt miljöarbete, och därmed även i arbetet med efterbehandling av förorenade områden, är strävan mot en hållbar utveckling. I en hållbar utveckling (se exempelvis Brundtlandkommissionen 1987) anses de ekonomiska aspekterna utgöra en viktig dimension, tillsammans med de ekologiska och social-kulturella dimensionerna, se Figur 1. Det finns alltså skäl att ur ett hållbarhetsperspektiv öppna beakta de ekonomiska värdena av miljöförbättrande insatser, vilket också ges uttryck för i exempelvis Miljöbalkens allmänna hänsynsregler om rimlighet och skälighet.



Figur 1. Den ekonomiska dimensionen som en del av en hållbar utveckling (efter Söderqvist et al. 2004).

Samhällets resurser för miljöskyddande insatser är begränsade. Det skulle därför vara till stor hjälp att utveckla verktyg för att prioritera bland tänkbara insatser – både inom och mellan platser - så att en sund och hållbar hushållning sker av samhällets begränsade resurser.

En möjlig ansats till prioritering är att göra samhällsekonomiska bedömningar av potentiella efterbehandlingsinsatser. Syftet är då att undersöka om en viss insats är samhällsekonomiskt lönsam och helst även analysera vilka insatser som är mer samhällsekonomiskt lönsamma än andra. Sådana värderingar görs genom att använda kostnads-nyttanalyt (KNA, kallas ibland samhällsekonomisk

kostnads-intäktsanalys). Såväl i ett nationellt som internationellt perspektiv är KNA ett väletablerat analysverktyg som är fast rotat i ekonomisk teori (se t.ex. Boardman et al. 2001, Mattsson 1988, Pearce et al. 2006). Miljö- och hälsoeffekter ansågs länge svåra att uttrycka i ekonomiska termer, men stora metodmässiga framsteg har skett på denna punkt under de senaste decennierna (se t.ex. Johansson 1993, 1995; Pearce et al. 2006). Tillämpningar av denna viktiga utveckling av KNA – inte minst ur ett efterbehandlingsperspektiv – är dock fortfarande sällsynta i Sverige. Exempelvis visade en inventering av Frykblom och Helgesson (2002) att endast ett fåtal svenska myndigheter tar in miljöaspekter när de genomför kostnads-nyttoanalyser.

I flera andra länder har miljö- och samhällsekonomiska faktorer kommit att vägas in mera tydligt vid prioritering och utformning av efterbehandlingsåtgärder. Användning av miljö- och samhällsekonomiska analyser inom efterbehandling beskrivs exempelvis i Postle et al. (1999), USEPA (2000) och Hardisty & Özdemiroglu (2005). I Sverige har miljö- och samhällsekonomiska analyser börjat införas i ett fåtal projekt som rör efterbehandling. Exempel är projektet ”Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategier” som drevs av denna projektgrupp inom Hållbar Sanering (Rosén et al. 2006), några akademiska arbeten vid Chalmers (Back 2003; Norrman 2004; Norberg & Rosén 2006; Back & Rosén 2006; Back 2006; Back et al. 2007), samt några utredningsuppdrag (exempelvis Rosén & Eklund 2004; Rosén et al. 2005). Det finns således främst internationella erfarenheter, men i viss mån även svenska, kring användning av miljö- och samhällsekonomiska analyser som underlag för beslut rörande efterbehandling av förorenade områden.

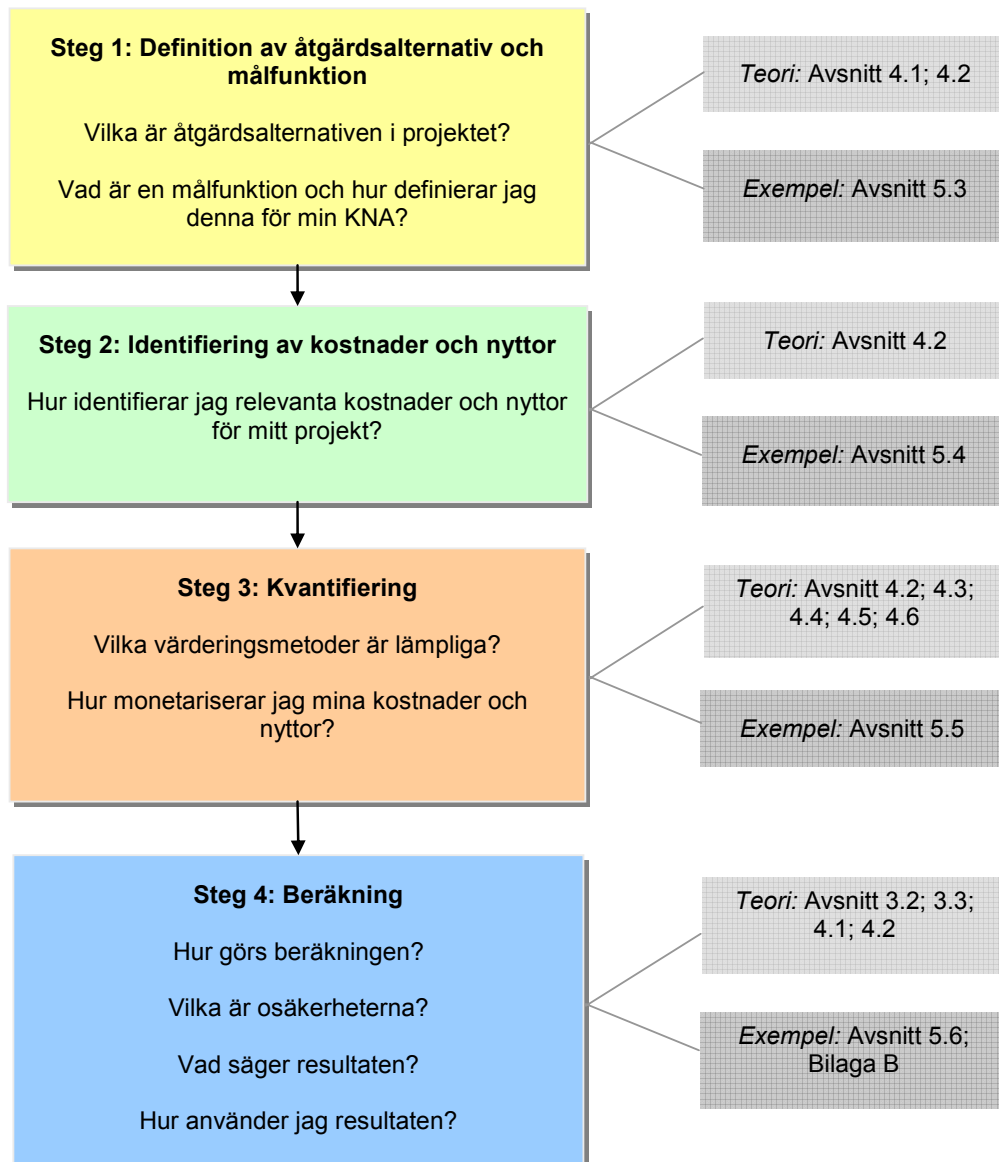
För att utveckla ett verktyg för KNA med tillämpning på efterbehandling av förorenade områden i Sverige kan två centrala frågeställningar formuleras:

- 1) Hur kan förbättringar för hälsa och miljö till följd av en efterbehandling skattas med idag tillgängliga modeller för exempelvis spridning och exponering?
- 2) Hur kan dessa förbättringar (nyttor) värderas ekonomiskt och integreras med kostnaderna för genomförandet av insatserna, i en KNA för en samhällsekonomisk prioritering av insatser, inom och mellan olika objekt?

För att belysa dessa frågeställningar behövs en erfarenhetsåterföring och exemplifiering av metoder för att förutse och värdera förbättringar till följd av efterbehandlingsinsatser. Det behövs också en beskrivning och exemplifiering av hur dessa värderingar kan användas i KNA för att åstadkomma en samhällsekonomisk prioritering av insatser.

Det huvudsakliga syftet med denna rapport är att belysa möjligheter och svårigheter som KNA erbjuder som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser. Syftet är också att exemplifiera och ge rekommendationer om hur KNA kan användas i konkreta fall.

I rapporten ges en systematisk genomgång av kostnads-nyttoanalysens i olika steg. Analysen omfattar alla de åtgärdsalternativ som har identifierats, inklusive det s.k. noll-alternativet (dvs. ingen åtgärd), vilket tjänar som referensalternativ mot vilket alla åtgärdsalternativ jämförs. För varje steg redovisas både teoretiska beskrivningar och praktiska exemplifieringar. Figur 2 beskriver schematiskt kostnads-nyttoanalysens olika steg och var i rapporten de teoretiska beskrivningarna och exemplifieringarna presenteras.



Figur 2. Kostnads-nyttoanalysens olika steg samt i vilka avsnitt teori och exemplifieringar ges.

Nyckelord i arbetet med rapporten har varit *enkelhet* och *tydlighet*, vilket innebär att ambitionen varit att beskrivningarna av metoderna ska vara begripliga för människor utan djupare kunskaper i ekonomisk teori. Rapporten ska därför

förhoppningsvis vara tänkvärd och användbar för tjänstemän inom kommuner, länsstyrelser samt konsult- och entreprenadbranschen.

Rapporten är indelad i följande delar:

- Schematisk beskrivning av vad kostnads-nyttoanalys är (kapitel 2)
- Beskrivning av metoder för uppskattning av förbättringar för mänskliga och miljö till följd av efterbehandlingsinsatser (kapitel 3)
- Teori för kostnads-nyttoanalys (kapitel 4)
- Exemplifieringar av KNA genom fallstudier (kapitel 5)
- En kortfattad arbetsgång för KNA inom efterbehandling av förorenade områden (kapitel 6).
- Diskussion om metodens tillämplighet (kapitel 7)

I fallstudierna i kapitel 5 exemplifieras KNA med två verkliga fall; en tidigare impregneringsanläggning i Robertsfors och industriområde inom kvarteret Lyftkranen i Bromma, Stockholm. Det har inom ramen för detta projekt inte varit möjligt att genomföra fullständiga kostnads-nyttoanalyser, men exemplifieringarna ska förhoppningsvis ändå kunna illustrera hur KNA kan genomföras i verkliga projekt.

2 Vad är kostnads-nyttoanalys?

Kostnads-nyttoanalys (KNA) är en typ av analys som innefattas i det bredare begreppet konsekvensanalys (jfr Naturvårdsverket 2003). Liksom konsekvensanalyser är kostnads-nyttoanalyser ett hjälpmedel för beslutsfattande. KNA bygger på en identifiering av de positiva och negativa konsekvenserna av ett projekt i samhället och syftar till att jämföra dessa konsekvenser med varandra för att se om de positiva konsekvenserna är större än de negativa eller om det förhåller sig tvärtom. Med ett "projekt" kan menas de mest skilda aktiviteter och verksamheter i samhället, men i den här rapporten kommer vi att mena olika efterbehandlingsprojekt av förorenad mark. Kostnads-nyttoanalysen kan i princip ske *ex ante* eller *ex post*, det vill säga konsekvenserna av ett projekt kan undersökas innan projektet (eventuellt) sätts respektive efter att projektet har genomförts. Nedan förklaras närmare hur positiva konsekvenser mäts i termer av nytta och hur negativa konsekvenser mäts i termer av kostnader. I en KNA sätts fokus på nytta och kostnader på samhällsnivå, dvs. samhällets alla individers sammantagna nytta och kostnader idag och i framtiden. Att fokus ligger på samhällsnivå betyder vidare att en KNA inte ska förväxlas med en företagsekonomisk eller statsfinansiell analys.

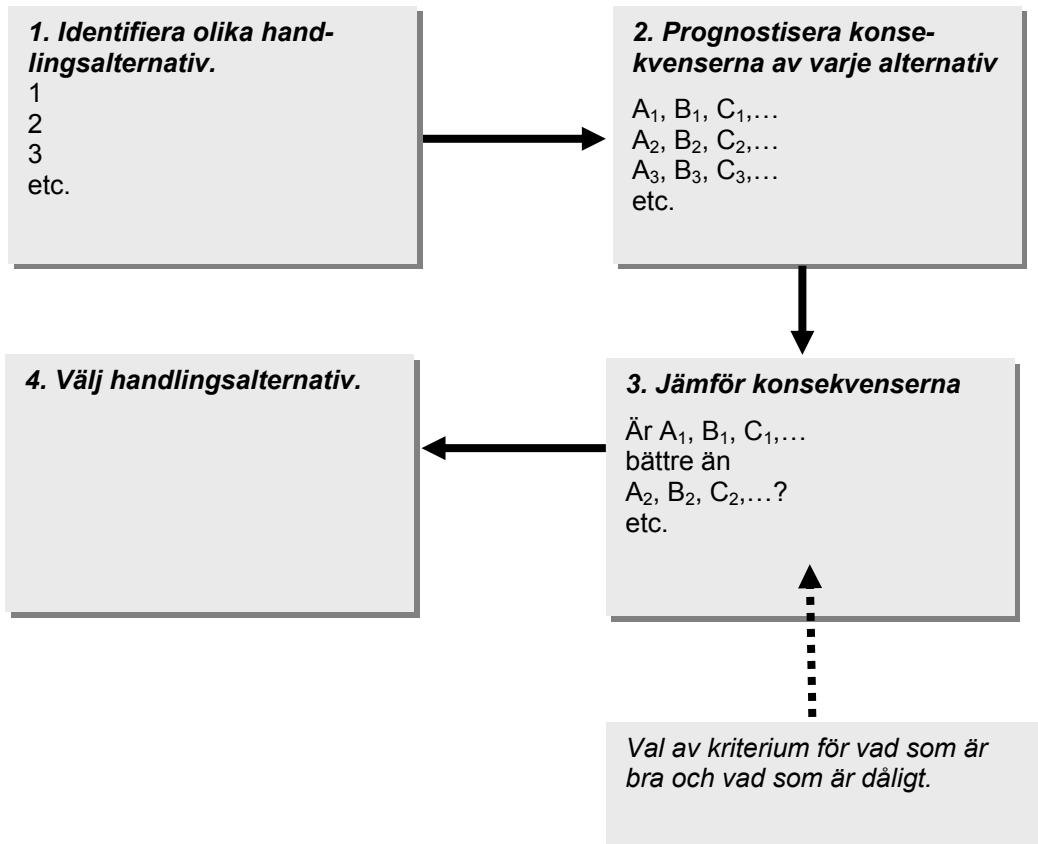
2.1 Beslutsfattande och KNA

Hur KNA kan betraktas utifrån fyra viktiga steg i beslutsfattande illustreras av Figur 3. Det *första* steget är att identifiera olika handlingsalternativ (1, 2, 3 osv.) som finns tillgängliga för att nå ett visst mål. Det kan exempelvis handla om olika åtgärdsprogram för att uppfylla ett visst krav på miljö kvalitet. Det *andra* steget handlar om att försöka förutse konsekvenserna av varje handlingsalternativ. Dessa konsekvenser kan inträffa vid olika tidpunkter och vara av många olika slag (A, B, C osv.) och uttrycks på olika sätt beroende på typen av konsekvens.

Ett axplock av konsekvenser och hur de exempelvis kan uttryckas kan vara följande:

- biologiska konsekvenser till följd av ett handlingsalternativ som t.ex. uttrycks i förekomsten av djur- och växtarter
- sociala konsekvenser som t.ex. uttrycks i förändrad sysselsättningsgrad
- ekonomiska konsekvenser som t.ex. uttrycks i förändrad inkomstnivå

Det *andra* steget resulterar alltså i en katalog av konsekvenser. Med denna katalog är man rustad att ge sig i kast med det *tredje* steget, som handlar om att jämföra konsekvenserna mellan de olika handlingsalternativen i syfte att bedöma vilket handlingsalternativ som är bäst. För att kunna göra en sådan bedömning behöver man vara utrustad med ett eller flera kriterier för vad som är bra och vad som är dåligt. Det *fjärde* steget består slutligen i att välja det handlingsalternativ som i steg 3 bedömdes vara det bästa alternativet.



Figur 3. Fyra steg i beslutsfattande.

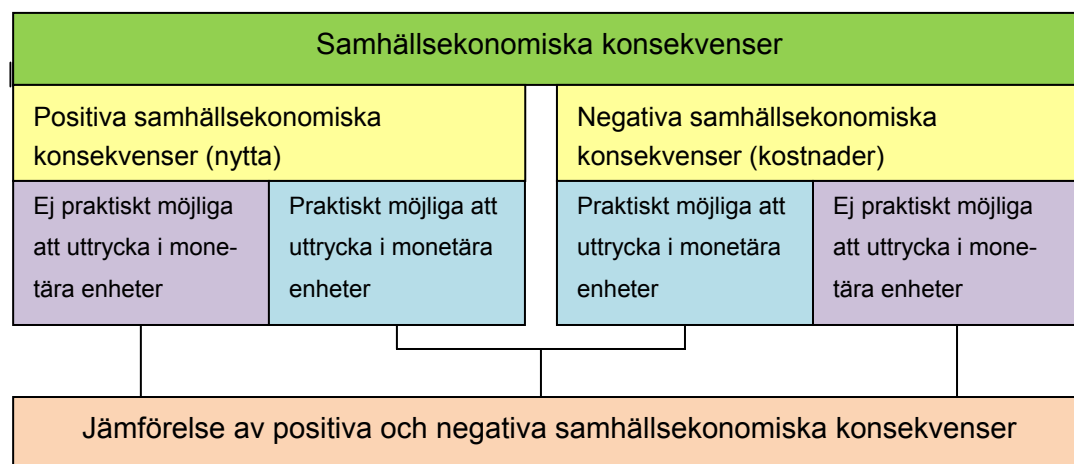
Målet med en kostnads-nyttoanalys är att uttrycka konsekvenserna från katalogen i steg 2 i samhällsekonomiska termer och så långt det är möjligt göra detta i monetära enheter, dvs. i kronor, euro eller någon annan pengaeinheit. Genom att uttrycka så många konsekvenser som möjligt monetärt blir det också lättare att jämföra konsekvenserna, eftersom de då mäts i samma enhet.

2.2 Kostnader, nytta och lönsamhet

Med samhällsekonomiska termer menas närmare bestämt handlingsalternativets konsekvenser för individers och företags välbefinnande (ibland även benämnt "välfärd"). Ökningar av välbefinnandet till följd av handlingsalternativet kallas även för alternativets *nytta* och minskningar av välbefinnandet till följd av handlingsalternativet kallas även för alternativets *kostnader*, jfr Figur 4.

Hur kan de samhällsekonomiska konsekvenserna uttryckas?

I en kostnads-nyttoanalys uttrycks de positiva samhällsekonomiska konsekvenserna (nytta) och de negativa samhällsekonomiska konsekvenserna (kostnader) så långt det är möjligt i monetära enheter. Vissa samhällsekonomiska konsekvenser, ofta de som har att göra med miljöns betydelse för samhället, kan vara svåra att uttrycka i monetära enheter. Det är dock viktigt att dessa beskrivs åtminstone kvalitativt och beaktas i bedömningen av om de positiva samhällsekonomiska konsekvenserna är större eller mindre än de negativa samhällsekonomiska konsekvenserna. Detta illustreras av nedanstående figur.



Figur 4. Samhällsekonomiska konsekvenser.

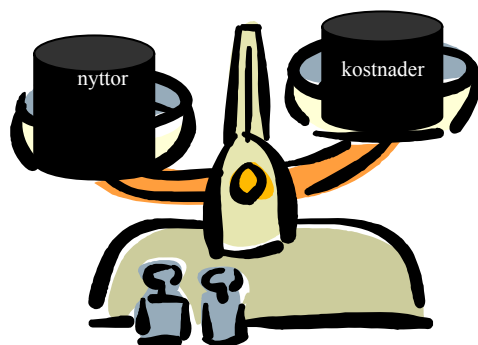
För att i möjligaste mån uttrycka nytta och kostnader i monetära enheter har monetära mått på förändringar i välbefinnande utvecklats i ekonomisk teori. Dessa mått är förändringen i konsumentöverskott (för individer) och förändringen i producentöverskott (för företag). De här måtten beskrivs närmare i kapitel 4. De härleds utifrån antagandena att individer strävar efter att maximera sitt välbefinnande och att företag vill maximera sin vinst. De här monetära måtten låter sig skattas med hjälp av marknadsdata för varor och tjänster som är föremål för handel på marknader.

Det finns dock många varor och tjänster som utan att vara marknadsprissatta är av betydelse för individers välbefinnande och företags vinster. Så är t.ex. fallet för hälsoriskminskningar samt många varor och tjänster som naturen och miljön tillhandahåller, exempelvis så kallade *ekosystemtjänster* inklusive miljöns kvalitet som vattenkvalitet och luftkvalitet. För sådana *icke-marknadsvaror* finns särskilda värderingsmetoder tillgängliga för att skatta förändringar i konsument- och producentöverskott. Att använda sådana metoder ger således en möjlighet att ta reda på de samhällsekonomiska effekterna av hälso- och miljömässiga konsekvenser. De här metoderna beskrivs i mer detalj i kapitel 4.

En samhällsekonomisk konsekvensanalys ska undersöka kostnaderna och nyttan för de individer och företag som bedöms beröras av ett projekt. Det

kriterium som vanligen används i en kostnads-nyttoanalys för vad som är bra eller dåligt att göra är huruvida *samhällsekonomisk lönsamhet* föreligger.

Samhällsekonomisk lönsamhet kännetecknas av att summan av samtliga nyttor för alla berörda individer och företag överstiger summan av samtliga kostnader för alla individer och företag. Med andra ord ska vågskålen med de totala nyttorna väga tyngre än vågskålen med de totala kostnaderna, jfr Figur 5. Själva vågen utgörs av en matematisk uppställning av kostnaderna och nyttorna, en så kallad målfunktion, något vi återkommer till i kapitel 4.



Figur 5. Samhällsekonomisk lönsamhet.

Ovanstående indikerar att en kostnads-nyttoanalys är en mycket speciell typ av analys. Den måste kompletteras med andra slags analyser för att beslutsunderlaget ska bli heltäckande. En nödvändig komplettering är en analys av fördelningseffekter, vilken visar hur nytta och kostnader fördelar sig på olika grupper/branscher/ sektorer i samhället. Men andra typer av analyser kan också vara nödvändiga, eftersom det endast är i undantagsfall som det går att uttrycka alla identifierade nyttor och kostnader i monetära enheter. Om kriteriet för samhällsekonomisk lönsamhet är uppfyllt eller inte kan således i typfallet endast delvis utvärderas genom en jämförelse av monetära mått. I jämförelsen måste man även väga in de samhällsekonomiska konsekvenser som inte har mätts monetärt, jfr Figur 4.

2.3 Aspekter på metoden

En kostnads-nyttoanalys erbjuder ett väl strukturerat angreppssätt för en värdering av en åtgärds samhällsekonomiska lönsamhet. Rätt genomförd innebär den att alla de kostnader och nyttor som kan identifieras beskrivs och värderas på ett tydligt och transparent vis. Som ovan nämnts, är det dock viktigt att inse dels att alla kostnader och nyttor inte alltid kan värderas monetärt, dels att en KNA aldrig kan utgöra hela beslutsunderlaget. Dessutom är det viktigt att vara medveten om att KNA i vissa avseenden är en omdiskuterad metod, vilket bland annat beror på vissa av de centrala egenskaper hos KNA som presenterades ovan.

En KNA handlar alltså om att summera positiva och negativa konsekvenser för individers (och företags) välbefinnande idag och i framtiden. Summeringen över olika konsekvenser och över olika individer betyder att ökning (minskningar) i

en viss faktor av betydelse för välbefinnandet kan vägas emot minskningar (ökningar) av andra sådana faktorer. Att studera den grad av avvägning som är nödvändig för att kvarstå på en given nivå av välbefinnande ger ett sätt att mäta konsekvenserna i ekonomiska termer antingen som nyttor eller kostnader. Sådana avvägningar kan i princip mätas i vilken faktor som helst som har betydelse för välbefinnandet, men jämförelsen av olika nyttor och kostnader underlättas av att använda ett enhetligt mått, och i en KNA uttrycks nästan alltid nyttor och kostnader i monetära termer. Olika procedurer för att ta hänsyn till hur nyttor och kostnader fördelar sig på olika grupper i samhället ses ofta som en nödvändig komplettering till en KNA, men används långt ifrån alltid.

De här egenskaperna hos KNA betyder att KNA är ett relativt speciellt hjälpmedel för beslutsfattande. En grundläggande invändning mot KNA är dess fokusering på konsekvenser. Detta kan motiveras med hjälp av en konsekvensetik som t.ex. *utilitarism*, vilket förenklat kan sägas vara en etik som går ut på att ändamålen helgar medlen. En sådan etik blir kontroversiell så snart som det handlar om intrång på något som vissa grupper anser vara ”heligt”.

Att summera nytta och kostnader över olika individer är en annan egenskap hos KNA som också kan motiveras utifrån en utilitaristisk utgångspunkt, men som är kontroversiell utifrån många andra moralfilosofier. En annan fundamental invändning tar sin utgångspunkt i att KNA är helt och hållet antropocentrisk (dvs. människan sätts i centrum) och att KNA därför blir alltför snävt som beslutsunderlag om konsekvenserna inkluderar många negativa effekter för djur, växter och annat i naturen.

Det här är exempel på fundamentala invändningar som hjälper till att förstå att även om det finns goda skäl att betrakta KNA som ett viktigt stöd för beslutsfattande kan det inte vara ett allena rådande hjälpmedel. Det behövs helt enkelt även andra hjälpmedel för att beslutsfattare ska få ett allsidigt beslutsunderlag. Den slutsatsen följer även av den mindre fundamentala, men likväl viktiga invändningen, att även om man accepterar utgångspunkterna för KNA är det ibland svårt att skatta vissa nyttor och kostnader.

En möjlighet att hantera den här problematiken är att genomföra så kallade *multikriterieanalyser*, inom vilka KNA utgör en av flera delar. En multikriterieanalys (MKA) påminner om KNA på så sätt att analysen är genomskinlig i bemärkelsen att kriterier som anses önskvärda att uppfylla anges explicit och att det finns en tydlig procedur för att undersöka om kriterierna uppfylls eller inte. Dessutom ger MKA ett verktyg för att på ett strukturerat sätt väga samman resultat avseende hur väl olika kriterier uppfylls. Vanligen genomförs en KNA som en del av en MKA.

Hur en MKA av efterbehandlingsprojekt i Sverige kan utformas utreds i projektet *Multikriterieanalys (MKA) som ett verktyg för hållbar efterbehandling* inom ramen för Naturvårdsverkets program Hållbar Sanering. I det projektet visas hur det verktyg som resten av denna rapport fokuserar på, alltså KNA, kan integreras i en MKA.

3 Riskbedömning och riskberäkning

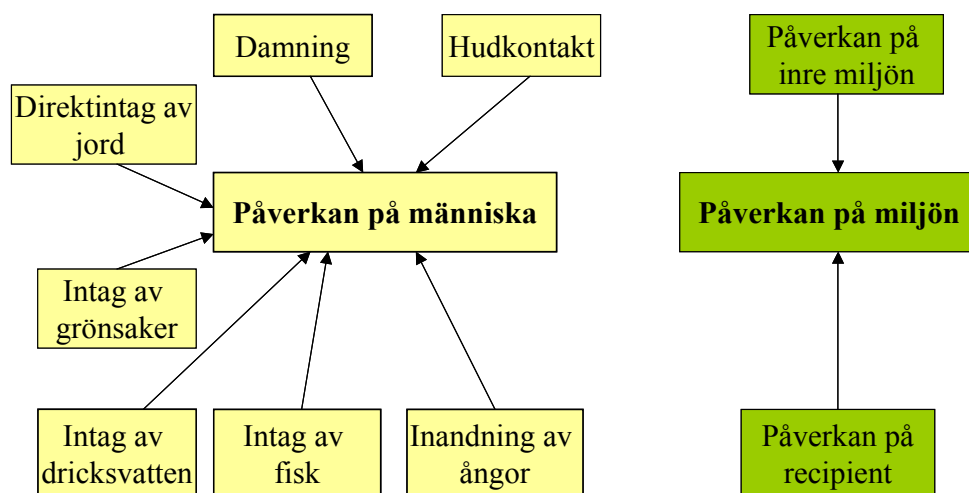
3.1 Riskbedömning – bakgrund och principer

Riskbedömning inom förorenade områden ska svara på frågorna (Naturvårdsverket 2007b):

- Vilka risker innebär föroreningsituationen idag och i framtiden?
- Hur mycket behöver riskerna reduceras för att undvika skador på hälsa och miljö?

Människor och miljö ska inte behöva utsättas för oacceptabla risknivåer. Riskbedömningen är därför ett mycket viktigt underlag vid beslut och utformning av efterbehandlingsåtgärder. I ett kostnads-nyttoperspektiv är minskade risker för människa och miljö nyttor. För att nyttan av en riskförändring ska vara möjlig att värdera måste riskförändringens storlek kunna skattas. I detta avsnitt ges en beskrivning av hur riskbedömningar görs idag och hur man kan beräkna riskförändringar så att informationen blir användbar i en KNA.

Naturvårdsverket har som grund för bedömningar av risker för människa och miljö definierat ett antal exponeringsvägar som beaktas vid riskbedömning av förorenad mark, se Figur 6 (Naturvårdsverket 1996a). Ytterligare exponeringsvägar kan också förekomma.



Figur 6. Viktiga exponeringsvägar till människa (gul färg) och miljö (grön färg) enligt Naturvårdsverket (1996a).

De flesta länder i Europa och Nordamerika har likartade sätt att identifiera och beakta olika exponeringsvägar. Utifrån identifierade exponeringsvägar uppskattas eller beräknas den förväntade exponeringen med hjälp av enkla matematiska samband. För att bedöma risken till följd av exponeringen används i flera länder, däribland Sverige, riktvärden för olika föroreningar. Riktvärdena grundar sig på vad som har bedömts vara acceptabla risknivåer för människor och miljö. De acceptabla risknivåerna grundar sig exempelvis på referensvärden i form av:

- TDI-värden (Tolerabelt Dagligt Intag) eller ADI-värden (Acceptabelt Dagligt Intag) för icke-cancerogena ämnen
- Försumbara sannolikheter att drabbas av förtida cancersjukdom för cancerogena ämnen. Ofta uttrycks denna nivå i Sverige i termer av *lågrisknivå*, vilket motsvarar ett extra sjukdomsfall per 100 000 individer, räknat som livstidsrisk
- Andel arter som måste skyddas från skada i en biotop (markmiljön). Exempelvis används i Sverige för s.k. känslig markanvändning halva den halt som anses skydda 50 % av arterna i det aktuella ekosystemet
- Ytvattenkvalitetsnormer för skydd av alla former av akvatiskt liv och akvatiska livscyklar

Vilka risknivåer som accepteras för människa och miljö varierar något mellan olika länder. Intressant är också att acceptansnivån varierar mellan olika sektorer i samhället, där exempelvis 100-1000 gånger högre risknivåer för människa accepteras i arbets- och boendemiljön än för vistelse inom förorenade områden, se exempelvis Rosén et al. (2006).

3.1.1 Principer för riskbedömningar

Det finns åtminstone tre huvudprinciper för hur miljö- och hälsoriskbedömningar inom förorenade områden kan göras:

- 1) *Jämförelse av uppmätta haltnivåer med riktvärden*
Riktvärden för vad som är acceptabel haltnivå baseras på exponeringssituationen och de aktuella ämnenas toxikologiska egenskaper. Riktvärdena kan vara generella eller beräknas specifikt för den aktuella platsen. Vid riskbedömningen studeras om de uppmätta halterna ligger över aktuella riktvärden eller inte. Ju mera de uppmätta halterna överstiger riktvärdet, desto högre antas risken vara. Denna typ av riskbedömning dominerar i Sverige.
- 2) *Kvantifiering av risknivå*
Utifrån exponeringssituationen och de aktuella ämnenas toxikologiska egenskaper kvantifieras risknivån. Risken uttrycks i termer av förväntad individrisk, exempelvis sannolikheten för förtida sjukdom, eller andel av arter i en biotop som förväntas skadas. Denna typ av riskberäkning tillämpas i några länder, exempelvis USA.

3) *Kvantifiering av sannolikheten att överskrida ett referensvärde (t ex ett riktvärde)*

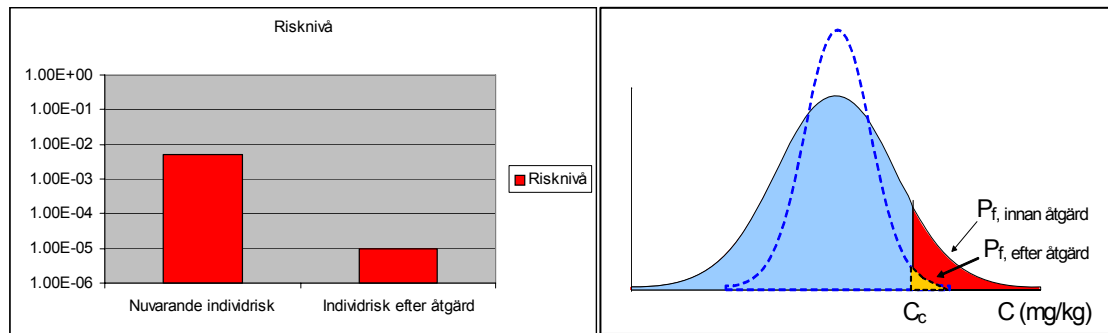
Detta angreppssätt liknar det som beskrivs under punkt 1 ovan, men här sker en beräkning av sannolikheten för att ett på förhand definierat referensvärde, exempelvis ett riktvärde, överskrids. Sannolikhetsberäkningen görs genom applicering av statistiska metoder för att ta hänsyn till osäkerheter i haltutbredning och exponeringsförhållanden. Ju större sannolikheten är att referensvärdet överskrids, desto större är risken. Detta är ett mycket vanligt angreppssätt inom många olika typer av riskberäkningar, exempelvis tekniska och finansiella riskanalyser, men har ännu inte haft någon större omfattning inom förorenade områden i Sverige.

I princip kan samma beräkningsmodeller användas för de olika angreppssätten för riskbedömning. Skillnaden ligger i sättet att uttrycka risken. I det första fallet sker ingen beräkning av själva risknivån, vilket innebär att det i kvantitativa termer inte går att beskriva den förväntade riskförändringen till följd av en efterbehandling. I det andra fallet är det däremot möjligt att beräkna den förväntade riskförändringen i absoluta termer till följd av efterbehandling. Även i det tredje fallet är det möjligt att beräkna ett mått på riskreduktionens storlek. Slutsatsen är att den första ansatsen inte är lämplig att använda som underlag i KNA eftersom den inte tillåter att den förväntade riskförändringen kan mätas annat än i kvalitativa termer.

Den andra ansatsen tillåter att riskreduktionen värderas med avseende på den direkta påverkan på människa och/eller miljö, exempelvis uttryckt som värdet av sparade människoliv, eller med avseende på människors preferenser rörande markområdet, exempelvis uttryckt som markvärdesförändringar, se vidare kapitel 4 nedan. En nackdel med denna ansats är dock att en fullständig kvantifiering ofta är komplicerad och inte heller möjlig att utföra för alla typer av risker.

Angreppssätt 3 är ett alternativt och principiellt annorlunda sätt att kvantifiera riskförändringen. Ett referensvärde måste definieras och sedan beräknas sannolikheten att detta värde överskrids. Exempelvis kan ett riktvärde, som anger var gränsen går för icke-acceptabel förorening, användas som referensvärde. Med hjälp av statistiska metoder kan sannolikheten beräknas att t ex medelhalten inom olika delområden överskrider riktvärdet. Beräkningen kan också inriktas mot med vilken sannolikhet området kan komma att uppfylla de åtgärds mål som ställs upp. Angreppssättet kan även kombineras med så kallad *probabilistisk riskbedömning*, se Öberg (2006a; 2006b). Då hanteras inte bara variabiliteten i jordkoncentration utan även osäkerheter och variabilitet kopplade till exponeringssituationen och/eller dos-responssambandet för den aktuella föroreningen.

Angreppssätt 3 möjliggör inte en ekonomisk värdering med avseende på den direkta påverkan på människa och/eller miljö utan endast med avseende på möjligheten att använda området för avsett ändamål när efterbehandlingen är utförd. Exempelvis kan riskminskningen då uttryckas som förväntad markvärdesförändring. Skillnaderna mellan angreppssätt 2 och 3 kan beskrivas principiellt enligt Figur 7.



Figur 7. Beskrivning av två möjliga metoder för kvantifiering av riskreduktion: *kvantifiering av risknivå* till vänster och *kvantifiering av sannolikheten (P_f) att överskrida referensvärde (C_c)* till höger.

3.1.2 Referensvärden och kostnads-nyttoanalys

För en KNA innebär förekomsten av referensvärden såsom riktvärden en problematisk men långt ifrån ovanlig typ av restriktion. Den är problematisk på så sätt att riktvärdena kan vara formulerade på ett sätt som inte är samhällsekonomiskt försvarbart, men som starkt påverkar vilka nyttor och kostnader som ett efterbehandlingsprojekt åstadkommer. Detta eftersom referensvärdet, som man strävar efter att uppnå vid efterbehandlingen, direkt bestämmer hur stor riskreduktionen, och därmed nyttan, måste bli. Här finns ett ömsesidigt beroende mellan riktvärden å ena sidan och nyttor och kostnader å andra sidan som kan begränsa giltigheten i kostnads-nyttoanalysens resultat. Restriktionen är dock långt ifrån ovanlig på så sätt att en KNA aldrig genomförs i ett institutionellt vakuum, utan påverkas av de existerande spelreglerna i samhället. På så vis finns alltid mer eller mindre explicita restriktioner för en KNA.

När det gäller förorenad mark är bestämmelser om markanvändning av största betydelse, dvs. lagar och regler, myndigheternas krav på hälsa och miljö m.m. Riskbedömningar genomförs vanligtvis för att avgöra om marken kan användas för en viss verksamhet utan oacceptabla risker för människa och miljö eller om saneringsinsatser först måste vidtas. Att kunna använda outnyttjad mark skapar ekonomiska värden, vilket blir en pluspost i en kostnads-nyttoanalys. På så sätt är följaktligen kostnads-nyttoanalysen och dess poster beroende av det existerande regelverket.

Riktvärden har en viktig plats i riskbedömningarna. I sig själva är riktvärdena inte juridiskt bindande men i praktiken har de fått en stark status, kanske främst genom att miljömyndigheterna ofta åberopar riktvärden vid sin tillsyn, bl.a. när man ställer krav på efterbehandlingsåtgärder. I praktiken ses ofta Naturvårdsverkets generella riktvärden som samhällets krav på hur "ren" marken bör vara.

Förekomsten av restriktioner såsom riktvärden gör att det skulle kunna hävdas att kostnads-nyttoanalysen egentligen är en kostnadseffektivitetsanalys, det vill säga en analys som studerar hur restriktionerna kan uppfyllas till lägsta möjliga kostnad. Nyttor i form av användande av efterbehandlad mark skulle i så fall betraktas som en negativ kostnad i en sådan analys. Vi tror dock att det är

rimligare och mer pedagogiskt att för enskilda efterbehandlingsprojekt beskriva situationen i termer av nyttor och kostnader.

Faktumet att det rådande regelverket får samhällsekonomiska effekter betyder dock inte att regelverket är samhällsekonomiskt motiverat. Riktvärdena som idag har betydelse för vilken verksamhet som anses acceptabel är inte satta utifrån samhällsekonomiska överväganden, och det är mycket möjligt att de leder till att mark hålls i karantän (eller saneras) på ett sätt som inte är ekonomiskt försvarbart utifrån ett övergripande samhällsekonomiskt perspektiv. I den här rapporten tar vi de rådande spelreglerna för givna, men vi återkommer i slutet av rapporten till om det finns skäl att göra en samhällsekonomisk granskning av dem.

3.2 Konceptuell beskrivning av risker

3.2.1 Typer av riskförändringar

De olika risker som kan behöva beaktas i en kostnads-nyttoanalys av efterbehandlingsprojekt kan delas in i tre huvudgrupper:

- 1) Hälsorisker (människor)
- 2) Miljörisker (ekologiska risker)
- 3) Projektrisker

Dessa kan i sin tur delas in i undergrupper. De riskförändringar som normalt är viktigast att beakta för efterbehandlingsåtgärder vid förorenade områden sammanfattas i Tabell 1. I kapitel 4 återkommer vi till hur dessa är relaterade till nyttor respektive kostnader. I specifika projekt kan det vara motiverat att även ta med ytterligare risker i analysen.

I en KNA är det viktigt att identifiera de viktigaste riskerna, dvs. de risker som påverkar resultatet mest, innan man försöker kvantifiera dem. Det är inte förnuftigt att lägga resurser på att kvantifiera risker som påverkas mycket lite av en efterbehandlingsåtgärd. Vilka risker som är av betydelse i ett visst projekt måste bedömas problemspecifikt.

Tabell 1. Konceptuell indelning av de viktigaste riskförändringarna som bör beaktas vid en kostnads-nyttoanalys av åtgärder vid förorenade områden.

Risikförändring	Exempel på orsaker till riskförändringen
Hälsorisker på området:	
Minskade hälsorisker	Lägre föroreningshalter i jord till följd av åtgärd.
Ökade hälsorisker	Exponering för förorenat damm, jord och vatten vid grävning m.m. i samband med åtgärd.
Hälsorisker utanför området:	
Minskade hälsorisker	Lägre föroreningshalter i damm, grundvatten och fisk till följd av åtgärd.
Ökade hälsorisker	Utsläpp av föroreningar i luften från transporter av förorenad jord. Olycksrisker vid transporter. Exponering för förorenade massor vid deponeringsplats.
Miljörisker i närområdet:	
Minskade miljörisker	Lägre föroreningshalter i jord till följd av åtgärd.
Ökade miljörisker	Spridning av förorenat damm, jord och vatten vid grävning m.m. i samband med åtgärd.
Miljörisker utanför närområdet:	
Minskade miljörisker vid åtgärd	Lägre halter i yt- eller grundvatten till följd av åtgärd.
Ökade miljörisker vid åtgärd	Högre halter i yt- eller grundvatten under åtgärd. Spridning från förorenade massor på deponeringsplats.
Projektrisker:	
Risker för fördröjning	Efterbehandlingen är mer komplex än förväntat och måste fortgå under längre tid än förväntat.
Risker för arbetsskador	Omfattande grävningsarbeten, transporter m.m. i samband med åtgärd.

3.2.2 Riskernas karaktär

Riskerna i Tabell 1 kan vara av olika karaktär. Ett förslag till indelning av hälso- och miljöriskernas karaktär redovisas i Tabell 2. Förslaget bygger på Naturvårdsverkets metodik för beräkning av riktvärden för förorenad jord, med vissa kompletteringar. Olika metoder krävs för att kvantifiera riskreduktionens storlek beroende på vilken karaktär risken har. En genomgång av modeller för att beräkna riskreduktionen för några av riskerna i Tabell 1 redovisas i avsnitt 3.3. Exempel på metoder som bedöms vara mest realistiska att använda listas i Tabell 2 för respektive risk.

Tabell 2. Konceptuell indelning av de viktigaste hälso- och miljöriskernas karaktär. Indelningen bygger på Naturvårdsverkets metodik för beräkning av riktvärden (Naturvårdsverket 1996b) samt Vattendirektivet (EU 2000).

Risker	Beaktas i NVs riktvärden	Exempel på metoder för kvantifiering av riskreduktion
Hälsoriskernas karaktär		
Akuta risker (akuttoxicitet)	Ja	Kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde (akuttox)
Långtidsrisker, icke-cancerogena ämnen	Ja	Kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde (TDI)
Långtidsrisker, cancerogena ämnen	Ja	Kvantifiering av risknivå (beräkningsmodell för cancerrisk)
Miljöriskernas karaktär		
Risker för markekosystem	Ja	Kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde (markmiljö)
Risker för ytvattenkosystem (ekologisk status)	Ja	Kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde (miljökvalitetsnorm)
Risker för grundvattenkvalitet (kemisk status)	delvis	Kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde (grundvattenkvalitetsnorm)
Risker för ytvattenkvalitet (kemisk status)	Nej	Kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde (miljökvalitetsnorm)

Hälsoriskernas karaktär kan övergripande delas in i akuta risker (akuttoxicitet), långtidsrisker från icke-cancerogena ämnen samt långtidsrisker från cancerogena ämnen. Alla dessa hanteras i Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden. Ingen av dessa risker kan kvantifieras direkt med Naturvårdsverkets modell, som den idag är formulerad i befintliga rapporter. Nedan ges dock förslag på hur riskerna kan hanteras med Naturvårdsverkets modell efter vissa justeringar.

Hälsoriskerna kan delas in ytterligare genom att beakta vilka konsekvenser de ger upphov till. I kostnads-nyttoanalysen går en viktig skiljelinje mellan risker som leder till dödsfall respektive risker som leder till andra effekter. Den förra typen kan vara lättast att värdera ekonomiskt i en kostnads-nyttoanalys, se metodiken i avsnitt 4.3.3. Exempelberäkningarna i kapitel 5 har begränsats till värdering av risker för dödsfall eftersom de bedöms vara viktigast.

Miljöriskernas karaktär kan på en övergripande nivå delas in i fyra grupper: risker för markekosystem, för ytvattenkosystem, för grundvattenkvalitet samt risker för ytvattenkvalitet. Naturvårdsverkets modell hanterar risker för markekosystem och ytvattenkosystem, samt i viss mån grundvattenkvalitet (kriterium finns för vattenkvaliteten i en grundvattenbrunn). Däremot hanteras inte risker för ytvattenkvalitet, annat än indirekt genom kriterium för ytvattenkosystem. Miljöriskerna kan inte *kvantifieras* med Naturvårdsverkets modell men däremot kan

vissa av de referensvärden som används i modellen tillämpas för att kvantifiera sannolikheten att överskrida referensvärdet, enligt angreppssätt 3 i avsnitt 3.1.

Med projektrisker avses oväntade händelser som kan leda till att projektet för-
dyras i olika avseenden, exempelvis fördröjningar, olyckor för arbetande och att
åtgärden inte är långsiktigt beständig så att sanering måste göras om. Viktiga
faktorer att beakta är om tekniken som används är väl beprövad, om den är lämplig
för rådande förhållanden inom området (exempelvis avseende mark, grundvatten,
byggnader), hur beständig den kan förväntas vara och hur åtgärden kan komplet-
teras i händelse av att den inte fungerar som planerat. Projektrisken kan kvanti-
fieras genom att sannolikheten för att den oväntade händelsen ska uppstå och dess
ekonomiska konsekvenser vägs samman.

I avsnitt 3.4 presenteras rekommenderade angreppssätt för att beräkna den
riskreduktion som en åtgärd medför.

3.3 Befintliga beräkningsmodeller för risknivå

3.3.1 Humanrisker: Cancerogena ämnen - den svenska modellen

Den svenska modellen, dvs. Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden,
kan användas både för att beräkna generella och platsspecifika riktvärden för jord
(Naturvårdsverket 1996b). Däremot ger modellen, som den är formulerad i befint-
liga rapporter, inte möjligheten att kvantifiera riskreduktion. Rent principiellt finns
det dock inget som hindrar att modellens ekvationer formuleras om så att risknivån
beräknas (gäller cancerogena ämnen). Som exempel kan risknivån för exponer-
ingsvägen ”intag av jord” beräknas på följande sätt för cancerogena ämnen (efter
Naturvårdsverket 1996b):

$$Risk = \frac{C_{jord} \cdot R_{is} \cdot 10^{-5}}{TRV \cdot 10^6}$$

där R_{is} är det dagliga medelintaget av jord [mg jord/(kg kroppsvikt·dygn)], C_{jord} är
föroreningskoncentrationen i jorden [mg/kg] och TRV är det toxikologiska
referensvärdet [mg/(kg kroppsvikt·dygn)] för aktuell förorening. Det dagliga
medelintaget av jord beror på exponeringsscenarioet, t.ex. hur ofta och länge en
individ vistas på området. Faktorn 10^{-5} är lågrisknivån (acceptabel risknivå) som
Naturvårdsverket använder och som TRV -värden och riktvärden bygger på. I
ekvationen ovan utgår vi istället från jordkoncentrationen och beräknar den risk-
nivå som föroreningshalten motsvarar.

Den sammanlagda risknivån för flera exponeringsvägar och flera ämnen kan
beräknas på olika sätt men det enklaste, och det som rekommenderas av USEPA
(1989), är att helt enkelt summerna de beräknade sannolikheterna för samtliga
ämnen och exponeringsvägar. För att använda denna metod måste dock ett antal
förutsättningar vara uppfyllda, bl.a. får individens föroreningsintag inte vara för
stort och inga synergistiska eller antagonistiska interaktioner får förekomma.

Den sammanlagda risknivån för cancerogena ämnen kan jämföras före och efter åtgärd. På så sätt får man ett kvantitativt mått på åtgärdens riskreduktion.

3.3.2 Humanrisker: Cancerogena ämnen - den amerikanska modellen

Den amerikanska beräkningsmodellen är i grunden mycket lik den svenska, se USEPA (1989) samt TIEM (2005). På samma sätt som beskrivits ovan kan risknivån kvantifieras vid exponering för cancerogena ämnen. De viktigaste skillnaderna mellan den svenska och den amerikanska modellen är följande:

- Toxikologiska referensvärden kan variera något för vissa ämnen mellan modellerna
- Exponeringsscenarierna skiljer sig åt mellan modellerna. Detta beror på skillnader i klimat, levnadsmönster och markanvändning
- I den amerikanska modellen finns ekvationerna för att beräkna risknivå färdigformulerade medan de måste härledas av användaren i den svenska modellen
- Den amerikanska modellen har lagts in i programvaror, exempelvis programvaran SADA (TIEM 2005), vilket underlättar beräkningarna

3.3.3 Humanrisker: Icke-cancerogena ämnen

Både den svenska och den amerikanska modellen hanterar även icke-cancerogena ämnen. Däremot är det inte möjligt att utifrån dessa modeller kvantifiera risknivån för sådana ämnen. Istället rekommenderas att angreppssättet *kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde* tillämpas för dessa ämnen, se avsnitt 3.1 och Tabell 2. Som referensvärde väljs lämpligen ett riktvärde som tagits fram med Naturvårdsverkets modell eller en halt som definierats som ett åtgärds mål i efterbehandlingsprojektet. Det är även möjligt att använda ett TDI-värde som referensvärde.

3.3.4 Humanrisker: Akuttoxiska ämnen

På motsvarande sätt kan man kvantifiera sannolikheten att överskrida ett referensvärde för akuttoxiska ämnen. Kraftiga jordintag är störst hos små barn i åldern 0-2 år (White 1999) som uppvisar så kallat pica-beteende. Sådant beteende kan även förekomma högre upp i åren, i första hand hos barn med mentala handikapp (Calabrese 1997). En enkel modell för akuttoxicitet används för beräkning av svenska riktvärden men den finns inte formulerad i någon av Naturvårdsverks publicerade efterbehandlingsrapporter. Referensvärdet (halt i jord) för akuttoxicitet kan beräknas på följande sätt:

$$C_{AE} = \frac{ARV \cdot m_{barn}}{m_{intag}} \cdot 10^6$$

Referensvärdet C_{AE} är den föroreningskoncentration [mg/kg] vid vilken akuttoxiska effekter förväntas uppkomma, ARV är referensdosen för akuttoxiska effekter [mg/kg kroppsvikt], m_{barn} är vikten hos ett litet barn som exponeras [kg] och m_{intag} är jordintagets storlek vid ett enstaka tillfälle [kg]. Notera att ARV beror på vilken typ av akuttoxisk effekt som avses. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell används en referensdos där ingen akuttoxisk effekt förväntas. I en kostnads-nyttoanalys måste däremot den skadliga effekten definieras tydligt så att kostnaden kan beräknas. Därför kan det vara lämpligt att räkna på sannolikheten för dödsfall, dvs. som ARV används referensdosen där dödsfall förväntas.

Akutriskens beräkning slutligen som sannolikheten att referensvärdet C_{AE} överskrids. Detta kan t.ex. göras med en sannolikhetsfördelning av jordkoncentrationer från området, enligt Figur 7 (höger bild) eller med en normalfördelningsplot enligt Figur B-1 i Bilaga B. Den förändrade sannolikheten före och efter åtgärd är ett mått på riskreduktionens storlek. I Bilaga B redovisas ett exempel på beräkning av akutriskens för arsenik.

3.3.5 Miljörisker

Någon inventering av modeller för att kvantifiera miljörisker har inte genomförts i arbetet med denna rapport. Några alternativa angreppssätt för att bedöma miljöriskernas storlek kan dock nämnas, med utgångspunkt från Törneman (2007). Det första angreppssättet innebär att man försöker uppskatta exponeringsrisker kvantitativt för någon eller några organismer. Detta kräver detaljerade modeller och data för dessa organismer. Metodiken används bl.a. i USA. Ett annat sätt är att genomföra ekotoxikologiska tester platsspecifikt för någon eller några organismer och basera riskbedömningen på resultaten från sådana tester. Testerna kan utformas för att bestämma effektkoncentrationer (EC-värden) eller dödliga koncentrationer (LC-värden). Ett tredje sätt kan vara att utföra biologiska och ekologiska undersökningar på platsen och med hjälp av resultaten försöka bedöma riskens storlek. De två sistnämnda angreppssätten kan i första hand bli aktuella i projekt med relativt hög ambitionsnivå. Ett fjärde sätt, och med lägre ambitionsnivå, att bedöma miljöriskens storlek är att utgå från att en viss andel av arterna på platsen ska skyddas. Denna andel sätts då i relation till hur skyddsvärt området är (en större andel arter skyddas i ett skyddsvärt område än i ett mindre skyddsvärt). Detta angreppssätt ligger till grund för hur miljöaspekterna vägs in i de svenska generella riktvärdena för förorenad jord.

Rekommenderade angreppssätt för kvantifiering av miljörisker framgår av Tabell 2. Notera dock att även andra angreppssätt än dessa kan vara aktuella om modeller används som är mer avancerade än den svenska riktvärdesmodellen.

3.3.6 Modeller för övriga risker

Det finns givetvis andra modeller som i vissa fall kan användas för specifika problemställningar, t.ex. modeller för att kvantifiera specifika miljö- och hälsorisker, projektrisker etc. I stora projekt kan det vara befogat att utveckla egna modeller eller tillämpa mer avancerade modeller för specifika risker.

3.3.7 Tillämplighet av beräkningsmodeller

I Bilaga B redovisas riskberäkningar för två exempelprojekt: Robertsfors f.d. impregneringsanläggning samt f.d. industrikvarteret Lyftkranen i Bromma (se Kapitel 5 för en noggrannare beskrivning av exempelprojekten samt hur riskreduktionen kan värderas ekonomiskt). De viktigaste slutsatserna från dessa riskberäkningar samt ovanstående modellgenomgång kan sammanfattas i följande punkter:

- Den beräknade risknivån beror i stor utsträckning på vilket koncentrationsvärde som beräkningen baseras på, dvs. vilka antaganden som görs och vilken beräkningsmetod som används, se Bilaga A.
- Angreppssättet *kvantifiering av risknivå* kan användas för cancerogena ämnen (långtidsrisker) med Naturvårdsverkets modell efter en viss omarbetning av ekvationerna. Motsvarande beräkning är lättare att utföra med USEPA:s modell men bl.a. de amerikanska markanvändningsscenarierna skiljer sig åt, vilket gör att resultaten kan ifrågasättas när modellen tillämpas på svenska förhållanden.
- Angreppssättet *kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde* är lämpligt att använda för långtidshälsorisker från icke-cancerogena ämnen samt akuta hälsorisker. Även miljörisker kan hanteras på detta sätt men alternativa angreppssätt är också möjliga

3.4 Rekommenderat angreppssätt

Det angreppssätt som rekommenderas för att kvantifiera riskförändringar vid efterbehandlingsåtgärder bygger på en stegvis arbetsgång:

- 1) Riskidentifiering
- 2) Bedömning av styrande risker
- 3) Val av metodik för riskberäkning
- 4) Riskberäkning

Riskerna identifieras och kvantifieras för samtliga åtgärdsalternativ, samt för det s.k. nollalternativet, dvs. ingen åtgärd.

Steg 1. Riskidentifiering. Här försöker man identifiera de risker som förekommer idag, vid åtgärd samt efter åtgärd. Den konceptuella indelningen av risker i Tabell 1 kan vara en hjälp i detta arbete. Notera att andra risker än de i tabellen kan förekomma. En mer detaljerad indelning av hälsorisker, miljörisker och projektrisker kan behöva göras, särskilt i stora projekt.

Steg 2. Bedömning av styrande risker. I det andra steget görs en bedömning av hur betydelsefulla de identifierade riskerna är. Som framgår av Tabell 1 kan riskerna vara många och det är i de flesta fall svårt eller orimligt att försöka kvantifiera samtliga risker. Endast de som förväntas vara styrande för resultatet behöver kvantifieras. Vilka och hur många risker som ska beaktas beror på projektets komplexitet och på ambitionsnivån på kostnads-nyttoanalysen. Både sannolikhet och

konsekvens (kostnad) måste beaktas vid denna gallring. I första hand bör de hälso-risker som kan medföra dödsfall beaktas.

Steg 3. Val av metodik för riskberäkning. Detta steg innebär att en beräkningsmetodik väljs för var och en av de olika risker som ska hanteras. Vid detta val måste man ta hänsyn till de olika riskernas karaktär eftersom olika metoder och modeller måste användas för olika typer av risker. Även ambitionsnivån på kostnads-nyttoanalysen spelar in. I många fall kommer det inte att vara möjligt att beräkna risknivåerna med stor noggrannhet eftersom miljö- och hälsoriskerna är osäkra. Man är nästan alltid hänvisad till att använda de beräkningsmodeller och metoder som redan finns framtagna för att arbetet inte ska bli orimligt komplicerat och omfattande. Ett pragmatiskt synsätt är därför nödvändigt. Som beräkningsprincip rekommenderas i första hand angreppssätt 2 och 3 i avsnitt 3.1.

Steg 4: Riskberäkning. Det sista steget innebär själva riskberäkningen. Modellerna i avsnitt 3.3 rekommenderas i första hand för riskberäkningarna. Ett viktigt moment vid riskberäkningen är att välja ut indata till beräkningen. Riskberäkningen bygger ofta på uppmätta föroreningskoncentrationer i jord men halterna kan variera kraftigt över området. I Bilaga A ges vägledning för hur man bör gå till väga för att välja koncentrationvärden som ska ligga till grund för riskberäkningen. Förväntad koncentration/exponering efter åtgärd måste också tas fram eftersom riskförändringen till följd av efterbehandlingsåtgärden beräknas som skillnaden mellan risknivån före och efter åtgärd. Som grund för detta kan framtagna åtgärds mål användas. Bilaga B ger exempel på riskberäkningar.

Man bör vara medveten om att den riskreduktion som beräknas med modellerna i avsnitt 3.3 inte direkt kan användas som prognos över vad som kommer att hända i verkligheten. Beräkningsmodellerna är kraftigt förenklade och innehåller säkerhetsmarginaler för att inte riskerna ska underskattas. Detta gäller i synnerhet modellerna för hälsorisker. På grund av de stora osäkerheterna rekommenderar därför USEPA (1989) att resultaten redovisas med endast 1 siffras noggrannhet.

Vid beräkningen uttrycks riskförändringen som en förväntad individrisk, exempelvis för att drabbas av cancer eller att dö. Andra risker kan uttryckas som en förändrad sannolikhet att ett visst referensvärde ska överskridas. För att uttrycka riskreduktionen i monetära enheter (pengar) måste den beräknade riskreduktionen vägas samman med konsekvensen av den oönskade händelsen, uttryckt som en kostnad. Hur detta görs beskrivs utförligt i kapitel 5.

4 Kostnads-nyttoanalys: teori

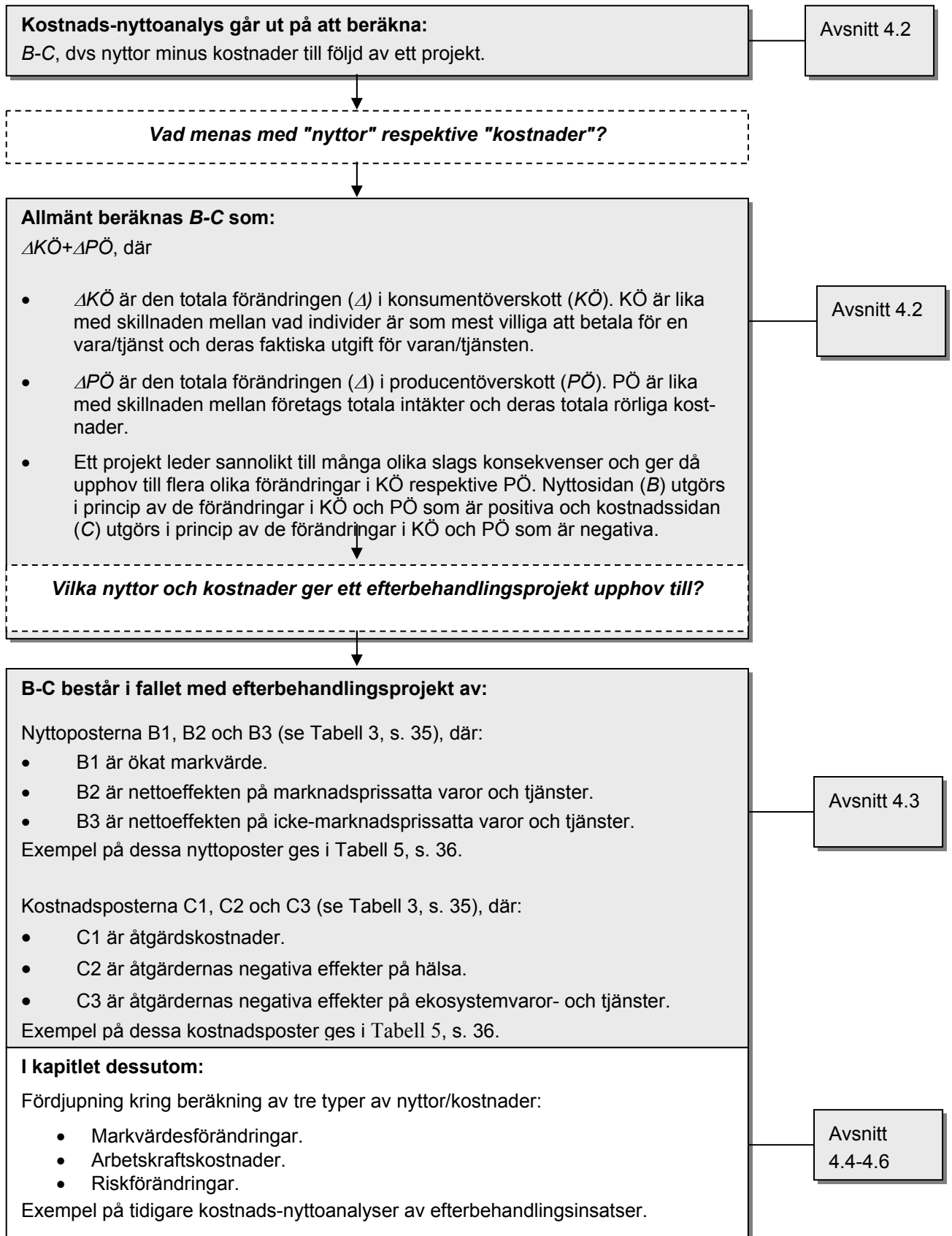
4.1 Inledning

I kapitel 2 presenterades kostnads-nyttoanalys på ett allmänt sätt. Det här kapitlet ger en fördjupad genomgång av KNA och har syftet att ge en konceptuell grund att stå på för att kunna tillämpa analysen. Kapitlets innehåll sammanfattas i Figur 8. Inledningsvis följer i avsnitt 4.2 en introduktion till hur kostnader och nyttor mäts samt ett antal centrala begrepp och procedurer som t.ex. konsumentöverskott, producentöverskott, alternativkostnader och diskontering. I avsnitt 4.3 ges exempel på nyttor och kostnader från efterbehandlingsinsatser och en genomgång av metoder för att uttrycka dem i monetära termer.

Vissa nyttor/kostnader är mer problematiska än andra att uttrycka monetärt, och i avsnitten 4.4-4.6 finns en fördjupning kring tre nyttor/kostnader som ofta ställer till sådana problem: markvärdesförändringar, arbetskraftskostnader och riskförändringar. I avsnitt 4.7 sammanfattas resultat från några tidigare kostnads-nyttoanalyser av efterbehandlingsinsatser.

Utifrån kapitlets genomgångar av teoretiska frågor har vi även försökt komma fram till rekommendationer kring exempelvis vilka praktiska tillvägagångssätt som är rimliga. Dessa rekommendationer finns i särskilda rutor i texten. Rekommendationerna är våra tolkningar av vad som är lämpligt utifrån vad vi har bedömt vara dominerande resultat eller uppfattningar i den vetenskapliga litteraturen.

Även om det här kapitlet ska ge en förståelse för hur KNA kan tillämpas på efterbehandlingsinsatser så kan det inte ersätta läroböcker och detaljerade handböcker i KNA. För att kunna göra en tillämpning är det troligen nödvändigt att även läsa andra texter, exempelvis de källor som vi har använt för kapitlet. Bland mer allmänna texter kan nämnas Boardman et al. (2001), Johansson (1991), Mattsson (1988, 2006), Naturvårdsverket (2003), Pearce et al. (2006) och Söderqvist et al. (2004).



Figur 8. En överblick över innehållet i kapitel 4.

4.2 Allmänt om kostnader och nyttor

Målet med en kostnads-nyttoanalys är att så långt det är möjligt nå en kvantitativ jämförelse mellan nytta och kostnader för alla berörda i samhället nu och i framtiden genom att mäta dem i monetära enheter. Matematiskt kan saken uttryckas som att kostnads-nyttoanalysen utgår från en målfunktion som mäter skillnaden mellan nytta och kostnader. För ett visst åtgärdsalternativ i kan målfunktionen formuleras som:

$$\Phi_i = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} (B_{it} - C_{it}) \quad (4.1)$$

där:

Φ_i = nettonuvärdet, dvs. nuvärdet av netto nyttan (dvs. nyttor minus kostnader) av att genomföra åtgärdsalternativet,

B_i = nyttor (*benefits*) av att genomföra åtgärdsalternativet

C_i = kostnader (*costs*) för att genomföra åtgärdsalternativet

r = diskonteringsränta (i miljöprojekt anses låga räntesatser ofta vara motiverade; i ett allmänt fall kan diskonteringsräntan tänkas variera över tiden, men i uttrycket antas för enkelhets skull att r är konstant. Se vidare avsnitt 4.2.4.)

T = tidshorisont angivet i antal år t (i miljöprojekt anses ofta långa tidshorisonter vara motiverade)

Om värdet på målfunktionen, dvs. nettonuvärdet, är positivt är alternativet samhällsekonomiskt lönsamt, och ju högre positivt värde, desto bättre är alternativet. Alternativen utvärderas i förhållande till ett nollalternativ, som vanligen definieras som att inte vidta någon åtgärd och de konsekvenser som detta leder till.

Att rangordna alternativ utifrån värdet på Φ är i allmänhet det rangordningssätt som bör användas. Det kan dock finnas mer komplicerade beslutssituationer som exempelvis att det endast finns en viss begränsad budget tillgänglig för efterbehandlingsinsatsen. Då kan det vara motiverat att istället använda kvoten mellan nytta och kostnader för att rangordna alternativen, se t.ex. Mattsson (1988).

Ekvation 4.1 uttrycker målfunktionen på ett mycket allmänt sätt. Den behöver konkretiseras för att vara praktiskt användbar och för detta ger Figur 9 vägledning. Figuren visar hur en KNA betraktar ett projekt i samhället, t.ex. en efterbehandlingsåtgärd. Till att börja med behövs det resurser för att genomföra efterbehandlingsåtgärden, exempelvis arbetstid, maskintid, osv. Denna resursåtgång värderas ekonomiskt med hjälp av information om vad samhället förlorar i termer av att resurserna inte används i den bästa möjliga alternativa användningen. Genom att sätta in de här resurserna kan en efterbehandlingsåtgärd genomföras. Resultatet av åtgärden värderas utifrån de förändringar i konsumentöverskott ($KÖ$) och producentöverskott ($PÖ$) som uppstår, se vidare avsnitt 4.2.1. Detsamma gäller i princip för värderingen av resursåtgången, även om förenklade beräkningssätt oftast används, se vidare avsnitt 4.2.2. Att summera alla dessa förändringar i $KÖ$ och $PÖ$

som uppstår till följd av ett visst åtgärdsalternativ (i) är således ett annat sätt att uttrycka målfunktionen i ekvation 4.1. Den kan därför skrivas som:

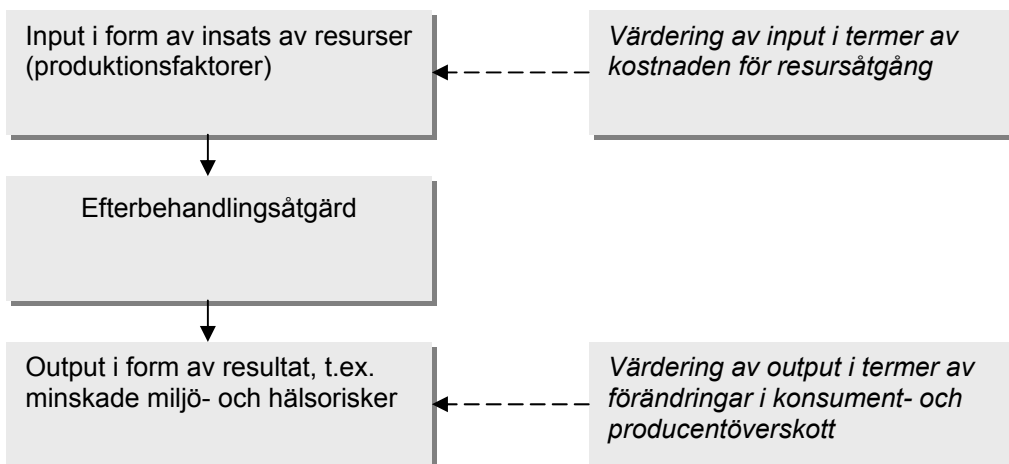
$$\Phi_i = \Delta K\ddot{O}_i + \Delta P\ddot{O}_i \quad (4.2)$$

där tidsaspekten för enkelhets skull har utelämnats och Δ betecknar förändring.

Till uttrycket ska läggas de samhällsekonomiska förluster (s.k. dödviktsförluster) som uppstår om genomförandet av åtgärdsalternativet finansieras med offentliga medel, se vidare avsnitt 4.2.3. Däremot ska inte transfereringar, dvs. olika former av betalningsflöden som sker utan att de direkt handlar om någon vara eller tjänst i utbyte, räknas med. Detta innebär att t ex. skatter och subventioner inte ska ingå som någon nytta eller kostnad. Däremot kan förekomsten av skatter och subventioner utgöra en marknadsstörning, som det kan vara nödvändigt att ta hänsyn till i beräkningarna, se vidare avsnitt 4.2.2.

Det är viktigt att observera att beräkningarna av kostnader och nyttor i en KNA görs givet individens befintliga preferenser (dvs. *åsikter* om vad de föredrar och inte föredrar) och de rådande spelreglerna i samhället, t.ex. avseende juridiska bestämmelser och praxis. Om något sker som ändrar preferenserna eller spelreglerna kan storleken på kostnaderna och nyttorna påverkas. I fallet med efterbehandling kan detta exempelvis gälla att ny information kommer ut som förändrar människors riskattityder, vilket kan påverka vilken nytta de upplever av en hälsoriskminskning. Ett annat exempel är att en förändring av de riktvärden som används för att bedöma om riskerna med den aktuella markanvändningen på området är acceptabel eller inte. Eftersom riktvärdena påverkar vilken markanvändning som ur risksynpunkt bedöms vara acceptabel påverkar de även markvärdet, något som närmare diskuteras i avsnitt 4.3.

De följande avsnitten går igenom en rad begrepp och procedurer som är kopplade till en skattning av målfunktionen i ekvation 4.2.



Figur 9. Kostnads-nyttanalytens syn på ett projekt i samhället, t.ex. en efterbehandlingsåtgärd. (Efter Boardman et al. 2001.).

4.2.1 Konsumentöverskott och producentöverskott

Allmänt uttrycker $\Delta K\ddot{O}$ (förändringen i konsumentöverskott) och $\Delta P\ddot{O}$ (förändringen i producentöverskott) hur människors välbefinnande respektive företagets vinster påverkas av förändringen i åtgången/produktionen av olika varor och tjänster. I korthet kan sägas att $K\ddot{O}$ är lika med skillnaden mellan vad en individ är villig att betala för en vara eller tjänst (hennes "betalningsvilja") och vad hon faktiskt betalar för varan/tjänsten. $P\ddot{O}$ är lika med skillnaden mellan ett företags totala intäkter och dess totala rörliga kostnader. För en mer fyllig genomgång av dessa begrepp hänvisas till exempelvis Rosén et al. (2006) och de allmänna texter som vi hänvisade till i kapitlets inledning.

"Varor och tjänster" ska tolkas i begreppens vidaste mening, så att exempelvis även icke-marknadprissatta nyttigheter som naturen tillhandahåller också ses som en vara eller tjänst, jfr begreppen ekosystemvaror och ekosystemtjänster (se t.ex. Millennium Ecosystem Assessment 2005; Söderqvist et al. 2004). Ur beräkningssynpunkt spelar det stor roll om de varor och tjänster som påverkas är föremål för prissättning på någon marknad eller inte. Hälsorisker och olika typer av ekosystemtjänster, inklusive miljö kvalitet, är ofta inte marknadprissatta, men olika hälso- och miljöekonomiska värderingsmetoder kan då tillämpas för att beräkna $\Delta K\ddot{O}$ och $\Delta P\ddot{O}$. Till sådana metoder återkommer vi i avsnitt 4.3.3.

4.2.2 Kostnaden för resursåtgång

Den samhällsekonomiska kostnaden för de resurser som används för att genomföra en efterbehandlingsåtgärd mäts som deras alternativkostnad. Den underliggande tanken är att resurserna skulle kunna användas till någonting annat än att genomföra efterbehandlingsåtgärder. För att beräkna alternativkostnaden gäller det att dels komma fram till vad den bästa alternativa användningen av resurserna är, dels beräkna värdet av resurserna i denna alternativa användning. Det är nämligen detta värde som går förlorat när resurserna används för efterbehandlingsåtgärder. (En annan sak är vad man vinner genom att använda dem just för efterbehandlingsåtgärder – detta täcks in av nyttosidan.) Det kan finnas stora skillnader mellan den teoretiskt sett bästa alternativa användningen av resurser och vilka alternativ som är praktiskt rimliga. I praktiken är det viktigt att göra rimlighetsbedömningar kring exempelvis i vilken mån arbetskraft kan användas till andra uppgifter eller flyttas från ett geografiskt område till ett annat, något vi återkommer till i avsnitt 4.5.

Observera att värdet av resurserna i deras alternativa användningar avgörs i princip av hur de påverkar producent- och konsumentöverskott. Men i praktiken används ofta förenklade beräkningar för att skatta alternativkostnaden. Det är vanligt att den helt enkelt räknas ut som utgiften för att använda resursen ifråga. Alternativkostnaden för arbetskraft beräknas således som löneutgifter, alternativkostnaden för fyllnadsmassor beräknas som utgiften för att köpa massorna, och så vidare. Det kan visas att en sådan beräkning av alternativkostnaden är giltig om (1) marknaden för resursen är välfungerande, så att marknadspriset reflekterar resursens samhällsliga värde, och (2) inköpet av resursen för efterbehandlingsprojektet är så pass litet i förhållande till marknadens totala storlek att inköpet inte leder till att marknadspriset påverkas. Om utgifter används som skattning av alternativ-

kostnader även när dessa villkor troligen inte är uppfyllda bör beräkningarna kompletteras med en bedömning av i vilken mån de leder till en underskattning eller en överskattning. Det första villkoret är exempelvis inte uppfyllt om resursen köps och säljs på en monopolmarknad eller om marknadspriserna är snedvridna av t.ex. statliga subventioner. Ekonomisk teori kan ge vägledning för sådana bedömningar, se t.ex. Boardman et al. (2001) och Mattsson (1988, 2006).

Rekommendation

Använd utgiften för att använda en resurs som skattning av alternativkostnaden så länge som marknaden för resursen bedöms som någorlunda välfungerande och så länge som resursinköpet inte påverkar resursens marknadspris.

4.2.3 Överensstämmelse mellan monetära enheter

Det är viktigt att de monetära belopp som ingår i en KNA uttrycks på ett enhetligt sätt. Vi tar upp tre aspekter på enhetlighet här.

För det första betyder förekomsten av inflation att det finns en skillnad mellan det man kallar rörliga priser och det man kallar fasta priser. För de senare är effekten av inflation bortrensad (t.ex. med hjälp av konsumentprisindex). Det är vanligast att fasta priser används i kostnads-nyttoanalyser. Det är även möjligt att använda rörliga priser, men det är viktigt att vara konsekvent och att inte blanda rörliga och fasta priser.

För det andra betyder förekomsten av indirekta skatter (moms) att belopp som mäts i konsumentledet och producentledet inte är direkt jämförbara. En KNA får inte innehålla både ”konsumentkronor” och ”producentkronor”, utan beloppen bör genomgående uttryckas på ett av sätten. Vanligast är att uttrycka allt i konsumentkronor. Ett schablonartat sätt att omvandla producentkronor till konsumentkronor är att multiplicera producentkronor med en faktor 1,23, där 23 procent uttrycker ett genomsnittligt momspålägg (Mattsson 2006).

För det tredje innebär förekomsten av dödviktsförluster till följd av skatter att belopp som ska finansieras med offentliga medel bör räknas upp med en faktor som återspeglar dödviktsförlusterna. En schablon som rekommenderas av SIKA för att omvandla ”budgetkronor” till ”konsumentkronor” är en faktor 1,30, där 30 procent uttrycker dödviktsförlusterna (Mattsson 2006).

Rekommendation

Rensa bort inflationens påverkan på nyttors och kostnaders storlek, dvs. använd fasta priser konsekvent. Om speciella skäl finns för att använda rörliga priser, gör det konsekvent. Ta hänsyn till förekomsten av indirekta skatter och dödviktsförluster genom att räkna om ”producentkronor” respektive ”budgetkronor” till ”konsumentkronor”.

4.2.4 Diskontering¹

Diskontering är ett begrepp som används vid alla samhällsekonomiska beräkningar. Det innebär en omräkning med hjälp av en räntesats för att ta hänsyn till att nyttor och kostnader inträffar vid skilda tidpunkter och därför inte kan jämföras direkt med varandra. Som framgick av målfunktionen (ekvation 4.1) används en diskonteringsränta för att räkna om alla nyttor och kostnader i kostnads-nyttanalyser till ett nuvärde. Proceduren för att använda en sådan nuvärdesmetod beskrivs närmare i Bilaga D.

Diskonteringsräntan kan antingen vara en real eller nominell ränta. En real ränta är lika med en nominell ränta som har rensats för inflationseffekter. En real ränta ska användas om fasta priser används i analysen och en nominell ränta ska användas om rörliga priser används. Eftersom fasta priser vanligen används i KNA är det således vanligast att en real ränta används för diskontering.

Diskontering är en omdebatterad metod, eftersom kostnaderna med åtgärder som syftar till att förbättra miljön ofta inträffar före nyttorna som åtgärderna leder till. I en nuvärdesberäkning tenderar detta att leda till att nyttorna väger lättare än kostnaderna. Allmänt gäller att ju högre diskonteringsränta och ju längre fram i tiden en konsekvens inträffar desto lägre blir dess nuvärde, se ekvation 4.1. Om diskonteringsräntan däremot är noll värderas framtida kostnader och nyttor lika högt som dagens kostnader och nyttor.

Naturvårdsverket rekommenderar för närvarande en real diskonteringsränta på 4 procent (Naturvårdsverket 2003). Det är dock inte självklart vilken räntesats som bör användas, i synnerhet inte om det är fråga om konsekvenser som inträffar långt fram i tiden och som påverkar framtida generationer. I den vetenskapliga diskussionen om diskontering har det identifierats två olika huvudansatser till att komma fram till vilken diskonteringsränta som bör användas: den beskrivande och den normativa. Den beskrivande ansatsen ger motiv till att använda marknadsräntor från kapitalmarknader som diskonteringsränta. Enligt den normativa ansatsen är det vanskligt att använda sig av marknadsräntor eftersom kapitalmarknader i praktiken knappast fungerar perfekt. Den normativa ansatsen menar att diskonteringsräntan i stället bör sättas utifrån en etisk utgångspunkt att inte diskriminera framtida generationer i förhållande till dagens generation och utifrån prognoser om den framtida ekonomiska utvecklingen.

Den här diskussionen har bland annat resulterat i förslag att använda en fallande (t.ex. en så kallad hyperbolisk) diskonteringsränta över tiden, dvs. $r_{t+1} < r_t$ för alla t eller åtminstone att r för tidsperioder närmare i tiden är högre än r för tidsperioder längre fram. Fallande diskonteringsräntor för offentliga projekt har exempelvis rekommenderats av Storbritanniens finansdepartement, se vidare Söderqvist (2006).

Problematiken kring vilken nivå på diskonteringsräntan som är rimlig gör att det alltid är motiverat att göra en känslighetsanalys, även om den av Naturvårdsverkets rekommenderade diskonteringsräntan används. I känslighetsanalysen

¹ Detta avsnitt baserar sig bl.a. på Söderqvist (2006), som är en nylig genomgång av diskontering och den problematik som denna innefattar.

studeras om slutsatserna från kostnads-nyttoanalysen förändras när räntenivån varierar, se vidare avsnitt 4.2.7.

Rekommendation

Använd den av Naturvårdsverket rekommenderade reala diskonteringsräntan, men komplettera med känslighetsanalyser som studerar om slutsatserna från kostnads-nyttoanalysen förändras när räntenivån varierar.

4.2.5 Primära och sekundära marknader

Vid genomförandet av en kostnads-nyttoanalys av ett projekt är ett vanligt tillvägagångssätt att lista så många effekter av projektet som möjligt, såväl positiva som negativa. Ett exempel kan vara att en förbättring av kollektivtrafiken i en stad leder till ett ökat bussåkande och minskat bilanvändande. Boardman et al. (2001) konstaterar att de förbättrade förutsättningarna för kollektivtrafiken även kan leda till minskade utsläpp och trängsel samt effekter såsom minskad efterfrågan på bilreparationer, parkeringsplatser och bensin. För att värdera dessa effekter ekonomiskt krävs en analys av vilka effekter som äger rum på primära respektive sekundära marknader.

Primära marknader är sådana marknader som påverkas direkt av en åtgärd medan sekundära marknader är marknader som påverkas indirekt av en åtgärd. I exemplet ovan sker det förändrade bussåkandet och bilåkandet på primära marknader, liksom även de minskade utsläppen och trängseln. Alla effekter som sker på primära marknader ska tas med i en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys. Däremot ska effekter som sker på sekundära marknader, t.ex. den minskade efterfrågan på bilreparationer, parkeringsplatser och bensin, ofta *inte* räknas med i en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys. Dessa effekter på sekundära marknader brukar även kallas indirekta effekter, bieffekter eller överspillningseffekter.

Att skilja på effekter på primära marknader och effekter på sekundära marknader och att konstatera i vilka fall som de senare inte ska räknas med i en KNA är i allmänhet ett komplicerat moment i genomförandet av en KNA. En bedömning från fall till fall är oftast nödvändig, även om ekonomisk teori kan ge viss allmän vägledning. Ett exempel är regeln att effekter på välfungerande² sekundära marknader *inte* ska tas med i en KNA om något av följande två villkor är uppfyllda (se Boardman et al. 2001 för detaljer):

- 1) Priserna på den sekundära marknaden ändras *inte* till följd av projektet.
- 2) Nyttorna på den primära marknaden mäts med hjälp av efterfrågefunktioner som är skattade på ett sätt som *inte* håller priserna på sekundära marknader på konstant nivå.

² På en välfungerande marknad kan marknadspriset tolkas som samhällets marginalkostnad för produktionen av den vara/tjänst som är föremål för handel på marknaden ifråga. Ett viktigt exempel på när så inte är fallet är när produktionen eller konsumtionen av varan/tjänsten leder till externa effekter, t.ex. miljöskador.

Faktumet att effekter på sekundära marknader oftast inte ska tas med i en KNA innebär att många av de effekter som i den allmänna debatten (t.ex. av enskilda kommuner) brukar framhållas som en positiv följd av nya projekt i allmänhet inte har någon plats i en KNA. Detta kan t.ex. gälla multiplikatoreffekter i ekonomin till följd av det projekt som analyseras. En orsak är att dessa effekter oftast är mycket lokala till sin karaktär och inte påverkar den totala samhällsliga välfärden i ett land. Till skillnad från kommunalekonomiska och regionalekonomiska analyser har KNA ett bredare samhällsekonomiskt perspektiv, och från ett sådant bredare perspektiv innebär den ökade lokala efterfrågan endast att konsumenterna skiftar sin konsumtion från ett geografiskt område till ett annat. En annan orsak är att även om efterfrågan på lokala varor och tjänster ökar till följd av ett lokalt projekt leder till högre vinster på grund av stigande priser så äts en del av det ökade producentöverskottet upp av de minskade konsumentöverskotten som uppstår då boende m.fl. i området måste betala mer för varorna och tjänsterna.

Lokala projekt kan dock leda till betydande nyttor på sekundära marknader om den lokala arbetslösheten är hög. Då kan multiplikatoreffekter bidra till en minskad arbetslöshet och ökad användning av utnyttjade resurser, såsom tomma byggnader.

Rekommendation

Det är viktigt att skilja mellan direkta och indirekta effekter av ett efterbehandlingsprojekt. Att ta med indirekta effekter i en kostnads-nyttoanalys måste motiveras nog, eftersom sådana effekter ofta ska lämnas utanför analysen.

Fördelningseffekter

Att summera nyttor och kostnader av ett åtgärdsalternativ ger information om samhällsekonomisk lönsamhet föreligger eller inte, men summan säger inget om hur nyttorna och kostnaderna fördelar sig mellan olika aktörer och grupper i samhället. Därför bör den enkla summeringen av nyttor och kostnader kompletteras med en analys av hur denna fördelning ser ut. En sådan analys av fördelningseffekter kan ge viktiga indikationer på om det är realistiskt att åtgärdsalternativet ifråga kommer att genomföras i praktiken eller inte. Om det t.ex. visar sig att alternativet medför en mycket stor negativ nettonyttan för utsatta grupper i samhället kan det förväntas bli politiskt mycket kontroversiellt. För att bedöma genomförbarheten för åtgärdsalternativet kan det även vara viktigt att beräkna nettonyttan för den aktör som har ansvar för den förorenade marken ("problemägaren"). För en genomgång av olika metoder att belysa fördelningsaspekter hänvisas till t.ex. Boardman et al. (2001) och Mattsson (1988).

Rekommendation

Gör alltid en kompletterande analys av hur kostnader och nyttor fördelar sig på olika aktörer och grupper i samhället.

4.2.6 Känslighetsanalys

Många beräkningar i en KNA kännetecknas av mer eller mindre stor osäkerhet. Det kan t.ex. handla om osäkerhet kring investeringskostnaden för ett visst åtgärdsalternativ, hur stora hälsoriskminskningar åtgärdsalternativet resulterar i, diskonteringsräntans storlek, osv. Det brukar därför vara viktigt att göra en känslighetsanalys, dvs. studera hur utfallet av analysen påverkas när någon variabel eller parameter har något annat värde än det som anses mest sannolikt. Exempelvis kanske det finns en viss sannolikhet för att åtgärdsalternativet måste kompletteras med ytterligare insatser. Känslighetsanalysen indikerar hur robusta resultaten av kostnads-nyttoanalysen är. Exempelvis kanske andra värden på osäkra variabler och parametrar påverkar netto nyttans storlek, men det behöver inte innebära en förändring av det kvalitativa resultatet att ett visst åtgärdsalternativ kännetecknas (eller inte kännetecknas) av samhällsekonomisk lönsamhet.

Känslighetsanalyser kan genomföras med olika ambitionsnivå och olika grad av komplexitet. Ett enkelt sätt är att identifiera vad man anser vara de mest osäkra variablerna och parametrarna och därefter undersöka hur en förändring av värdena för var och en av dessa påverkar slutresultatet. En mera avancerad metod är att utföra en statistisk simulering där osäkra variabler och parametrar beskrivs med statistiska fördelningar. Med hjälp av simulering och korrelationsanalys kan respektive variablers och parameters bidrag till den totala osäkerheten beräknas. En vanlig simuleringsmetod är s.k. Monte Carlo simulering, se exempelvis Decisioneering (2007).

Rekommendation

Gör alltid en känslighetsanalys. Bedöm utifrån känslighetsanalysen hur robust kostnads-nyttoanalysens kvalitativa resultat är (om projektet är lönsamt eller inte lönsamt).

4.3 Kostnader och nyttor av efterbehandling och deras värdering

Avsnitt 4.2 presenterade en allmän grund för kostnads-nyttoanalys och förklarade i princip vad som menas med kostnader och nyttor. I detta avsnitt konkretiseras inledningsvis i avsnitt 4.3.1 vilka nyttor och kostnader som en efterbehandlingsåtgärd kan tänkas leda till. Därefter följer i avsnitt 4.3.2 en genomgång av hur det går till att uttrycka dem i monetära termer och när det är nödvändigt att använda särskilda miljövärderingsmetoder. Vissa av kostnaderna och nyttorna av efterbehandling är särskilt problematiska att uttrycka monetärt, och i avsnitten 4.4-4.6 följer sedan en fördjupning kring tre nyttor/kostnader som ofta ställer till sådana problem: markvärdesförändringar, kostnaden för arbetskraft och riskförändringar.

4.3.1 Kostnader och nyttor av efterbehandling

Som framgick av avsnitt 4.1 är utgångspunkten för en KNA att en efterbehandlingsåtgärd dels medför en förbrukning av resurser och dels påverkar de varor och tjänster som direkt eller indirekt påverkas av efterbehandlingen. Tabell 1 är ett försök att dela in dessa effekter i olika huvudgrupper med avseende på om effekten hör hemma på nyttosidan (B) eller på kostnadssidan (C).

Den resursförbrukning som efterbehandlingen medför kan vi kalla åtgärds-kostnader (C1), som kan infalla före (t.ex. planering), under och efter (t.ex. uppföljning) av själva åtgärdens genomförande, inklusive kapitalkostnader. Vidare kan åtgärden leda till negativa effekter på hälsa (C2) och ekologiska systems produktion av ekosystemvaror och -tjänster (C3). Exempelvis kan transporter av förorenad jord leda till ökade trafikolycksrisker, och deponering av förorenad jord kan leda till en ökad risk för att giftiga ämnen läcker ut från platsen för deponeringen.

På plussidan finns det ökade markvärde (B1) som kan bli ett resultat av efterbehandlingen. Det är dock viktigt att lägga märke till att den här ökningen sannolikt reflekterar efterbehandlingens övriga positiva effekter. Det leder i så fall till dubbelräkning om det ökade markvärdet läggs ihop med värdet av de effekter som påverkar markvärdet. Det här problemet kommer att diskuteras närmare i avsnitt 4.4. I Tabell 3 har vi delat in effekterna i nettoeffekten (mätt som $\Delta K\ddot{O} + \Delta P\ddot{O}$) för dels de marknadsprissatta varor och tjänster som är kopplade till området (B2) och dels de icke marknadsprissatta varor och tjänster som är kopplade till området (B3). Exempel på B3 är hälsoeffekter och effekter på ekosystemvaror och -tjänster. När en post i tabellen inträffar endast med en viss sannolikhet kan posten uttryckas som en riskreduktion alternativt riskökning. Hur sådana riskförändringar kan kategoriseras framgick av Tabell 1. Tabell 4 visar inom vilka nytto- och kostnadsposter som de olika riskförändringarna i Tabell 1 hör hemma.

Tabell 3. Huvudgrupper av effekter relevanta för en kostnads-nyttoanalys av ett efterbehandlingsalternativ. Effekterna kan uttryckas som riskreduktion alternativt riskökning när de inträffar endast med en viss sannolikhet. (Observera att posterna har renodlats till kostnader förknippade med efterbehandlingsåtgärden i sig och att nyttoposterna B2 och B3 gäller nettoeffekterna av övrig inverkan av efterbehandlingen. Det kan inte uteslutas att B2 och B3 också är negativa. Se även texten i detta avsnitt.).

Nyttor	Kostnader
B1. Ökat markvärde. (Observera att detta troligen reflekteras helt eller delvis av B2 och B3, varför B1 inte utan vidare kan adderas till B2 och B3.)	C1. Åtgärds kostnader. C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa.
B2. Nettoeffekten (kan ev. vara negativ) på marknadsprissatta varor och tjänster till följd av efterbehandlingen.	C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster.
B3. Nettoeffekten (kan ev. vara negativ) på icke marknadsprissatta varor och tjänster till följd av efterbehandlingen, t.ex. effekter på hälsa och effekter på ekosystemvaror och -tjänster (inklusive t.ex. miljö kvalitet och rekreationsmöjligheter).	

Tabell 4. Riskförändringskategorier enligt Tabell 1 och inom vilka nytto- och kostnads-poster enligt Tabell 3 som dessa hör hemma.

Riskförändringskategorier (se Tabell 1)	Nytto- och kostnads-poster inom vilka riskförändringskategorierna hör hemma
<i>Hälsorisker på området:</i>	
Minskade hälsorisker	B1, B2 och/eller B3
Ökade hälsorisker	C2
<i>Hälsorisker utanför området:</i>	
Minskade hälsorisker	B1, B2 och/eller B3
Ökade hälsorisker	C2
<i>Miljörisker i närområdet:</i>	
Minskade miljörisker	B1, B2 och/eller B3
Ökade miljörisker	C3
<i>Miljörisker utanför närområdet:</i>	
Minskade miljörisker vid åtgärd	B1, B2 och/eller B3
Ökade miljörisker vid åtgärd	C3
<i>Projektrisker:</i>	
Risker för fördröjning	C1
Risker för arbetsskador	C1

För att genomföra en KNA för ett visst efterbehandlingsprojekt är ett viktigt steg att specificera de här allmänna effekterna i mer detalj. Exempel på konkreta nyttor respektive kostnader som då kan bli aktuella att inkludera framgår av Tabell 5.

Tabellen kan fungera som en meny på vilka poster som kan komma ifråga vid en KNA av ett efterbehandlingsprojekt. För vissa projekt kan vissa poster dock vara lika med noll eller nödvändiga att utesluta på grund av det skulle medföra dubbelräkningar att ta med dem. Hur menyn kan användas kommer att illustreras av exempelprojekten i kapitel 5.

Tabell 5. Exempel på konkreta nyttor och kostnader förknippade med ett efterbehandlingsprojekt.^a

Nyttor^a	Kostnader^b
<i>B1. Ökat markvärde</i>	<i>C1 Åtgärds-kostnader</i>
B1a. Ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker.	C1a. Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder.
B1b. Ökat markvärde på fastigheter i omgivningen till följd av minskade externa effekter.	C1b. Kostnader för upphandling av entreprenader.
<i>B2. Nettoeffekten på marknadsprissatta varor och tjänster</i>	C1c. Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som läses till åtgärden.
B2a. Efterbehandlingen ger möjlighet till verksamhet vars varu- eller tjänsteproduktion ger högre vinster än tidigare, t.ex. på grund av:	C1d. Kostnader för att genomföra åtgärder, inklusive eventuell transport och deponering av förorenade massor (minus ev. intäkter från försäljning av metaller och massor).
B2aa. Varan eller tjänsten kan produceras till en lägre kostnad/med högre kvalitet/med högre avkastning än förut.	C1e. Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning.
B2ab. Färre restriktioner för verksamheten.	C1f. Projektrisker, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och anställdas arbetsskador till följd av efterbehandlingen.
B2ac. Ökat förtroende för verksamheten.	<i>C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa</i>
B2ad. Minskat juridiskt ansvar.	C2a. Ökade hälsorisker till följd av själva åtgärderna på det efterbehandlade området.
B2ae. Bättre arbetsmiljö för anställda inom området.	C2b. Ökade hälsorisker till följd av de transporter till och från området som själva åtgärderna leder till (t.ex. transporter av förorenade massor).
<i>B3. Nettoeffekten på icke marknads-prissatta varor och tjänster</i>	C3c. Ökade hälsorisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.
B3a. Minskade hälsorisker.	<i>C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystem-varor och -tjänster</i>
B3aa. Minskade akuta hälsorisker.	C3a. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön i det efterbehandlade området.
B3ab. Minskade icke-akuta hälsorisker.	C3b. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön utanför det efterbehandlade området, t.ex. miljöeffekter av transporter av förorenade massor från området.
B3b. Ökad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster.	C3c. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av miljöeffekter vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.
B3ba. Ökade rekreationsmöjligheter inom det efterbehandlade området.	
B3bb. Ökade rekreationsmöjligheter i omgivningen.	
B3bc. Ökad tillgång på övriga ekosystemvaror och -tjänster.	

^a Observera att dubbelräkningar måste undvikas vid en summering av de olika nyttoposterna.

^b Observera att dubbelräkningar måste undvikas vid en summering av de olika kostnadsposterna.

4.3.2 Att uttrycka nyttor och kostnader i monetära termer

I princip handlar monetariseringen av kostnader och nyttor i en samhällsekonomisk analys alltid om att uttrycka dem i termer av alternativkostnader och förändringar i konsument- och/eller producentöverskott. Denna monetarisering är i allmänhet lättare att göra när kostnaderna och nyttorna gäller varor och tjänster som säljs och köps på en marknad. Som framgick av avsnitt 4.1.2 används ofta marknadspriset för de resurser som tas i anspråk för att genomföra en åtgärd som ett mått på resursernas alternativkostnad. Vidare ger marknadsdata möjlighet att skatta efterfråge- och utbudsfunktioner, vilka kan användas för att undersöka förändringar i KÖ respektive PÖ, jfr avsnitt 4.1.1.

Det är inte ovanligt i praktiken att det inte sker någon egentlig analys av hur KÖ respektive PÖ förändras, utan förändringen beräknas ibland som marknadspriset multiplicerat med den kvantitetsförändring för varan eller tjänsten som är aktuell. Antag exempelvis att en efterbehandlingsåtgärd förväntas leda till att det går att starta en fiskodling i en närbelägen insjö och att det finns en välfungerande marknad för den fiskart som odlas. Om fiskens kilopris är 30 kr och efterbehandlingsåtgärden förväntas leda till att 1500 kg per år kan odlas så kan ett monetärt värde av kvantitetsökningen beräknas som $30 \times 1500 = 45\,000$ kr per år. Det ska dock observeras att en sådan uträkning i de flesta fall är alltför förenklad för att kunna vara giltig som en nyttskattning. I allmänhet ger uträkningen ett bruttovärde från vilket det är nödvändigt att dra ifrån kostnaderna för att åstadkomma kvantitetsökningen.

Situationen blir mer komplicerad när kostnaderna och nyttorna gäller varor och tjänster som inte är föremål för handel på någon marknad, vilket ofta är fallet när det gäller miljö och hälsa. Då finns inga marknadsdata som kan användas för att skatta vilka förändringar i KÖ respektive PÖ som miljö- och hälsoförändringar leder till. Inom de nationalekonomiska forskningsfälten miljöekonomi och hälsoekonomi har det därför utvecklats en rad olika värderingsmetoder som syftar till att trots detta problem få information om hur KÖ och PÖ påverkas av bättre miljö eller hälsa. De här värderingsmetoderna beskrivs lite närmare i nästa avsnitt. I Box 1 preciseras hur förändringar i KÖ kan beräknas i fallet med icke-marknadsvaror.

Box 1. Beräkning av förändringar i konsumentöverskott i fallet med icke-marknadsvaror

För att illustrera hur förändringar i $K\ddot{O}$ kan beräknas i fallet med icke-marknadsvaror antar vi att en individs välbefinnande beror dels på hennes inkomst (y) (som kan användas för konsumtion av marknadsvaror och -tjänster) och dels på tillgången på icke-marknadsvaror (z), som t.ex. kan vara någon ekosystemtjänst, vattenkvalitet, god hälsa etc. Detta samband mellan y , z och individens välbefinnande (v) kan beskrivas i form av följande nyttofunktion för individen:

$$v = V(y, z)$$

där v är det maximala välbefinnande som individen kan uppnå givet en viss inkomst (y) och en viss tillgång på icke-marknadsvaran (z).

Låt oss nu säga att vi har ett projekt som skulle leda till att tillgången på icke-marknadsvaran förändras från z^0 till z^1 . Med hjälp av nyttofunktionen kan ett konsumentöverskottsmått (K) definieras som den penningssumma som gör att följande likhet gäller:

$$V(y-K, z^1) = V(y, z^0)$$

Vi ser att om projektet skulle leda till en *ökad* tillgång på z kan K tolkas som individens maximala betalningsvilja för att få projektet realiserat. K är nämligen den högsta summa som kan tas från individens inkomst i läge 1 utan att hon får ett sämre välbefinnande än i läge 0. Om projektet däremot skulle leda till en *minskad* tillgång på z kan K tolkas som den minsta kompensation som individen kräver för att acceptera projektet. K är nämligen då den summa som måste adderas till individens inkomst i läge 1 för att hon ska få samma välbefinnande som i läge 0. Det är denna betalningsvilja eller kompensationskrav som de flesta av de värderingsmetoder som översiktligt presenteras i avsnitt 4.2.3 syftar till att skatta.

4.3.3 Miljö- och hälsovärderingsmetoder

Metoder som kan användas för att monetärt värdera miljö- och hälsoförändringar kan delas in i tre huvudgrupper:

- 1) Metoder som baserar sig på data om individers faktiska marknadsbeteende (*revealed preferences methods*). Då utnyttjas olika slags samband mellan miljö och hälsa å ena sidan och en eller flera marknadsvaror å andra sidan för att indirekt komma åt värderingen av miljö och hälsa. Exempel på sådana metoder är produktionsfunktionsmetoden, fastighetsvärdemetoden, resekostnadsmetoden och skyddsutgiftsmetoden.
- 2) Scenariometoder (*stated preferences methods*), som med hjälp av enkäter eller intervjuer går ut på att fråga (ett oftast slumpmässigt urval av) individer om deras betalningsvilja (eller kompensationskrav) för att få ett visst scenario förverkligat. Exempel på sådana metoder är scenariovärderingsmetoden (*the contingent valuation method*) och *choice experiments*.
- 3) Värderingsmetoder som inte är lika väl förenliga med ekonomisk teori som de två första grupperna av metoder, exempelvis humankapitalmetoden och kostnaden för att uppnå politiska beslut ("politisk betalningsvilja").

Alla de här metoderna presenteras i detalj i t.ex. Freeman (2003) och översiktligt i t.ex. Brännlund och Kriström (1998), Rosén et al. (2006) och Söderqvist et al. (2004).

Även om det i allmänhet är önskvärt att genomföra en ekonomisk värdering genom att göra en ny tillämpning av någon värderingsmetod är detta inte alltid möjligt av kostnadsskäl. Det kan helt enkelt vara för dyrt att samla in nya data genom exempelvis enkät- och intervjustudier. Då finns möjligheten att generalisera resultat från någon tidigare genomförd värderingsstudie ("primärstudien") till ett nytt sammanhang genom en s.k. värdeöverföring (*value transfer, benefit transfer*). En utredare kan exempelvis stå inför uppgiften att värdera en förbättrad vattenkvalitet i Blekinge skärgård, men hennes budget tillåter inte någon insamling av primärdata. Ett alternativ kan då vara att hon utgår från resultaten från en tidigare utförd värderingsstudie av förbättrad vattenkvalitet i Stockholms skärgård och använder dessa för att värdera den förbättrade vattenkvaliteten i Blekinge skärgård. Sådana värdeöverföringar är endast rimliga att göra om den miljöförändring som värderades i primärstudien är likartad den som ska värderas i det nya sammanhanget. Vidare måste faktorer som är av betydelse för värderingen (t.ex. antal berörda, inkomst, geografiska och kulturella skillnader, etc.) vara likartade eller åtminstone möjliga att justera för. En fullständig sådan justering är inte möjlig att uppnå varför en viss nivå av osäkerhet alltid kvarstår. Vid en värdeöverföring är det viktigt att redovisa de osäkerheter som en värdeöverföring oundvikligen medför och att tolka resultatet med den försiktighet som osäkerheterna motiverar. Om dessa krav uppfylls på ett tillfredsställande sätt kan värdeöverföringar vara ett kostnadseffektivt sätt att genomföra en ekonomisk värdering (Brouwer 2000). En lämplig principiell arbetsgång för att genomföra en värdeöverföring presenteras i Tabell 6.

Tabell 6. Lämplig arbetsgång vid genomförandet av en värdeöverföring.

-
1. Identifiera den miljöförändring som ska värderas och vilka tjänster som påverkas.
 2. Identifiera vilka individer som berörs av miljöförändringen.
 3. Identifiera alla ekonomiska värden miljöförändringen ger upphov till hos de berörda.
 4. Samråd med de berörda angående rimligheten i att genomföra en ekonomisk värdering.
 5. Välj ut lämpliga primärstudier.
 6. Överför och justera för olikheter jämfört med primärstudiernas sammanhang.
 7. Validera överföringsresultaten genom samråd med de berörda.
-

Källa: Bearbetat från Brouwer (2000).

Potentiellt lämpliga primärstudier kan exempelvis hittas i databaser över ekonomiska värderingsstudier såsom svenska ValueBase^{SWE} (www.beijer.kva.se/valuebase.htm), nordiska Nordic Environmental Valuation Database (www.norden.org/pub/sk/showpub.asp?pubnr=2007:518) och nordamerikanska EVRI (www.evri.ca). ValueBase^{SWE} ger information om cirka 170 värderingsstudier som gäller miljöförändringar i Sverige. Det är viktigt att lägga

märke till att ValueBase^{SWE} inte innehåller några upplysningar om värderingsstudiernas kvalitet, utan denna lämnas i nuläget helt åt användaren att bedöma. Vår bedömning är dock att vissa av de studier som ingår är undermåliga och knappast lämpar sig att använda i policysammanhang. Detta understryker behovet av en metod att utvärdera värderingsstudiernas kvalitet. Ett instrument för att göra denna kvalitetsutvärdering har nyligen utvecklats (Naturvårdsverket 2005). Om det inte bedöms finnas några primärstudier av tillräckligt hög kvalitet eller om primärstudiernas resultat av andra skäl inte är lämpliga för värdeöverföringar måste nya primärstudier genomföras för att erhålla en ekonomisk värdering.

4.4 Markvärdesförändringar

I Tabell 3 nämndes att ett ökat markvärde kan vara en typ av nytta av en efterbehandlingsåtgärd. Det kan här vara viktigt att skilja mellan markvärdesförändringen för det område som är föremål för åtgärden och den markvärdesförändring som kan inträffa för omgivande områden som en följd effekt av åtgärden. Ett exempel på det senare fallet är att det kan bli mer attraktivt att bosätta sig i ett villaområde som är beläget i närheten av det område som är föremål för efterbehandling om efterbehandlingen exempelvis leder till minskade hälsorisker i omgivningen (eller åtminstone *upplevs* leda till minskade hälsorisker, jfr avsnitt 4.6.2 om subjektiva och objektiva risker). Då kan fastighetsvärdemetoden användas för att analysera den prisförändring som riskminskningen leder till och skatta nyttan av den lägre hälsorisken, dvs. nyttan av en minskad extern effekt. Vad som ska diskuteras i detta avsnitt är däremot hur markvärdesförändringen *för det område som är föremål för åtgärden kan tolkas*. Som påpekades redan i Tabell 3 finns dubbelräkningsrisker som gör det viktigt att tolka sådana markvärdesförändringar med försiktighet.

Ett markområde kan allmänt betraktas som en tillgång ("stock") som i varje tidsperiod möjliggör ett produktionsflöde av varor och tjänster. Ett exempel som är särskilt tydligt är en jordbruksfastighet, vars jord varje år ger upphov till skörd av en gröda. När skörden säljs på marknaden för grödan ifråga ger den lantbrukaren en intäkt. Efter avdrag för de kostnader som lantbrukaren har haft för sin odling uppstår (förhoppningsvis) en vinst, dvs. ett ekonomiskt värde (producentöverskott). En ekonomisk förklaring till jordbruksfastighetens marknadsvärde är att priset avgörs av fastighetens potential att i framtiden generera vinster från den varu- och tjänsteproduktion som fastigheten möjliggör. Om fastighetsmarknaden är välfungerande bör fastighetsvärdet vara lika med nuvärdet av framtida förmodade vinster av denna produktion. Till vinsterna i bredare bemärkelse hör även värdet av de icke-marknadsvaror som jordbruksfastigheten tillhandahåller och som markägaren kan dra nytta av, exempelvis möjligheter till jakt, fiske och rekreation.

Det här betyder att om någon händelse inträffar som påverkar fastighetens förmåga till produktion av varor och tjänster bör konsekvensen bli att fastighetsvärdet påverkas, och att denna påverkan motsvarar den vinstförändring som den ändrade produktionsförmågan innebär. I princip kan en ekonomisk värdering av händelsens konsekvenser därför ske genom antingen (1) en jämförelse av fastighetsvärdet före

och efter händelsen ("stockförändringen") eller (2) genom att beräkna den vinstförändring som uppstår till följd av produktionsförändringen ("flödesförändringen"). Om fastighetsmarknaden är välfungerande ger de här två värderingsansatserna samma resultat. Däremot skulle det leda till dubbelräkning att lägga ihop resultaten från de två värderingsansatserna. Se t.ex. Mattsson (1988) för exempel.

Det finns dock åtminstone tre problem med "stockansatsen":

- 1) Det kan vara svårt att veta vid vilken tidpunkt som fastighetsvärdet var helt opåverkat av den händelse som påverkar fastighetens produktionsförmåga. Om inte händelsen kommer helt oväntat kan förväntningar om att händelsen inträffar ha påverkat fastighetsvärdet redan i ett tidigt skede.
- 2) Markvärdesförändringen för det efterbehandlade området fångar inte nödvändigtvis in andra nyttor och kostnader än de som berör ägaren/exploatören av det efterbehandlade området, dvs. externa effekter av efterbehandlingen hamnar utanför. Exempel på sådana effekter är minskade hälsorisker för omgivningen och förbättrade rekreativvärden. Däremot fångar markvärdesförändringen för det efterbehandlade området troligen in nyttan av minskade hälsorisker på det efterbehandlade området, åtminstone så långt markägaren/exploatören bär juridiskt och ekonomiskt ansvar för sådana hälsorisker.
- 3) Det kan inte tas för givet att fastighetsmarknaden är välfungerande på det sätt som beskrevs ovan. Fastighetsmarknadens funktionssätt kan exempelvis påverkas av informationsproblem, brist på marknadsaktörer och marknadsregleringar såsom restriktioner för markanvändning.

De här problemen gör att stockansatsen måste användas med försiktighet. Om det finns tillräckligt med data för att använda "flödesansatsen" och därmed skatta varje kostnad och nytta för sig är denna ansats att föredra. Men eftersom data om markvärden ofta är relativt lättillgängliga kommer "stockansatsen" i praktiken ofta att vara attraktiv att använda. Därför är det viktigt att betona att "stockansatsen" enbart kan förväntas täcka in kostnader och nyttor för markägaren/exploatören och måste därmed kompletteras med de kostnader och nyttor som inte fångas in av markvärdesförändringen. Vid denna komplettering måste problematiken med risken för dubbelräkningar angripas, och det kan variera från fall till fall hur stor eller liten denna problematik är. Vidare måste det ovan nämnda tidpunktsproblemet beaktas.

Rosén et al. (2006) illustrerar den här problematiken med stockansatsen genom en diskussion av rimligheten av att använda markvärdesförändringar för att efterbehandla den s.k. Wockatz-tomten vid Göta älv i Göteborg. I dagsläget är denna tomt så pass förorenad att dess värde på fastighetsmarknaden troligen är lågt. Men vad säger egentligen dagens markvärde? I vilken grad återspeglar det redan tomtens potential att bebyggas med t.ex. bostäder? Var markvärdet mer opåverkat av exploateringspotentialen vid någon tidigare tidpunkt? Och i vilken grad reflekterar markvärdet ålägganden som belastar fastighetsägaren eller kostnaden för de åtgärder som är nödvändiga för att en annan användning av tomtens ska bli möjlig? Om stockansatsen används är det frågor av detta slag som måste studeras i varje

enskilt fall för att minska risken för dubbelräkning och andra problem som kan uppstå med stockansatsen.

I fall då föroreningsgraden är så pass hög att marken i nuläget inte ens anses acceptabel för mindre känslig markanvändning (MKM) kan det vara rimligt att sätta markvärdet i utgångsläget till noll och på så sätt undvika risken att det faktiska marknadsvärdet återspeglar exempelvis exploateringspotential och åtgärds-kostnader. Fall med en föroreningsgrad som är acceptabel för mindre känslig markanvändning (MKM), men inte känslig markanvändning (KM), är mer komplicerade och det måste då ske en bedömning vad det faktiska marknadsvärdet återspeglar och hur det kan rensas från t.ex. påverkan av exploateringspotential och åtgärds-kostnader.

Rekommendation

Använd "flödesansatsen" i första hand. "Stockansatsen", dvs. att studera markvärdesförändringar, kan användas om datatillgången inte medger "flödesansatsen". Risken för dubbelräkningar är stor vid användande av stockansatsen. Det är därför nödvändigt att noga analysera vilka kostnader och nyttor som fångas in av markvärdesförändringarna. Om föroreningsgraden i utgångsläget är så hög att den inte bedöms vara acceptabel ens för mindre känslig markanvändning (MKM) kan markvärdet i utgångsläget antas vara lika med noll.

4.5 Arbetskraftskostnader

Syftet med detta avsnitt är att översiktligt beskriva hur alternativkostnaden för att anställa arbetskraft kan beräknas. Beskrivningen grundar sig på Mattsson (1988) och Boardman et al. (2001). För läsare som önskar en mer detaljerad genomgång hänvisas till dessa källor.

4.5.1 Några viktiga begrepp

I detta avsnitt presenteras ett antal begrepp med relevans för hur sysselsättnings-effekter bör behandlas inom ramen för KNA, t.ex. sociala avgifter, bruttolön, nettolön och alternativkostnader.

Till att börja med kan man konstatera att en arbetsgivare förutom bruttolönen (av vilken en del går till arbetstagaren (nettolönen) och en del betalas i skatt) även betalar sociala avgifter för pensioner, sjukförsäkringar osv. för sina anställda. Idag (2007) är nivån på de sociala avgifterna drygt 32 procent. Det finns alltså en skillnad mellan arbetstagarnas bruttolön och arbetsgivarnas kostnader för arbetskraften. Om den bruttolön som ett företag betalar till sina anställda är 100 kronor och de sociala avgifterna för enkelhets skull är exakt 32 procent så är den totala kostnaden för arbetskraften 132 kronor, där 32 kronor utgör de sociala avgifterna.

Nu är frågan vilket av beloppen som ska användas i den samhällsekonomiska kostnads-nyttoanalysen för att beräkna arbetskraftens andel av de totala produktionskostnaderna: 100 kronor eller 132 kronor? Här gäller det att tänka i termer av alternativkostnader eftersom att den samhällsekonomiska kostnaden för de resurser

(bl. a. arbetskraft) som används för att genomföra ett projekt, t.ex. efterbehandling av förorenad mark, bör mätas som alternativkostnader. Som framgick av avsnitt 4.2.2 räknas ofta alternativkostnaden ut som utgiften för att använda resursen ifråga. Vad alternativkostnaden uppgår till avgörs av situationen på arbetsmarknaden, dvs. den blir annorlunda om full sysselsättningen råder jämfört med om arbetslöshet råder. Hur alternativkostnaden för arbetskraften beräknas i dessa två fall utreds i följande avsnitt. Slutligen bör nämnas att transfereringar av olika slag såsom pensioner, barnbidrag och bistånd inte ska komma med i en KNA. De kan dock leda till viktiga fördelningseffekter som i andra sammanhang kan vara viktiga att belysa.

4.5.2 Full sysselsättning

Vid full sysselsättning innebär en ökning av efterfrågan på arbetskraft till följd av ett projekt att produktionen minskar på något annat ställe i ekonomin. Värdet av denna minskning är det samma som samhällets alternativkostnad. Alternativkostnaden för arbetskraften i exemplet ovan är alltså 132 kronor eftersom att detta belopp motsvarar samhällets kostnad för att använda arbetskraften, dvs. bruttolönen + sociala avgifter. Detta gäller då full sysselsättning råder på arbetsmarknaden (samt när det gäller vinstdrivande företag och marginella förändringar = arbetskraften kommer från många olika företag, se villkor 2 i avsnitt 4.2.2). Företagen fortsätter att anställa personal till projektet så länge som en extra anställd ökar intäkten av produktionen mer än vad arbetskraften kostar företaget (dvs. lönen + sociala avgifter för de anställda). Mattson (1988) exemplifierar innebörden av detta som att om en anställd förväntas producera för 120 kronor per timma kommer inte ett vinstmaximerande företag att anställa henne till en lön av 100 kronor per timma i bruttolön om de sociala avgifterna är 32 kronor per timma eftersom att kostnaden för personen då överstiger värdet av hennes produktion. Vid full sysselsättning uppgår alltså samhällets alternativkostnad för att anställa arbetskraft till bruttolönen + de sociala avgifterna. Vid arbetslöshet är bedömningen av arbetskraftens alternativkostnad mer komplicerad.

4.5.3 Arbetslöshet

Om människor anställs som i annat fall hade varit arbetslösa är alternativet inte ett produktionsbortfall inom andra samhällssektorer utan utgörs istället av *förlorad icke-önskad fritid* (Mattsson 1988). Den arbets sökande personen vill alltså byta ut en del av sin fritid mot den lön som hon får för ett arbete, dvs. hon säljer sin fritid för den rådande nettolönen. På så sätt kan den oönskade fritiden värderas som nettolönen minus den arbetslöshetsersättning som upphör när personen börjar arbeta. Det här gäller för arbetslöshet som är konjunkturell eller säsongsberoende, dvs. när det inte finns några lediga platser. Vid s.k. sökarbetslöshet är det däremot rimligt att beräkna alternativkostnaden på samma sätt som för att anställa icke arbetslös arbetskraft, dvs. som bruttolönen plus sociala avgifter. En person i sökarbetslöshet är nämligen på väg att få jobb, men måste genomgå en sök- och anpassningsprocedur för att få det.

Om det finns arbetslöshet måste en bedömning göras från fall till fall vilken typ av arbetslöshet som råder huruvida det är sannolikt att en annars arbetslös person anställs i ett visst projekt, t.ex. ett efterbehandlingsprojekt. För att kunna göra

denna bedömning krävs bl.a. att arbetsmarknadsstatistik studeras för relevanta yrkeskategorier inom det aktuella geografiska området. Handlar det om ett långvarigt projekt måste även prognoser göras för hur arbetslösheten kommer att utvecklas inom olika yrkesgrupper och regioner.

Antag exempelvis ett efterbehandlingsprojekt som skulle behöva anställa 50 personer. Vilka effekter på arbetslösheten skulle ett sådant projekt få? Om andelen arbetslösa inom den yrkeskategori och geografisk region som projektet avser är mycket hög (kanske 10-15 procent) kan antalet arbetslösa falla med nära 50. Men om arbetslösheten inom den relevanta sektorn och regionen är låg (säg under 4 procent) kännetecknas troligen den största andelen arbetslösa av sökarbetslöshet. Till följd av detta kommer projektet sannolikt att medföra endast en liten minskning av antalet arbetslösa. Vid arbetslöshetsnivåer mellan 4 och 10 procent kommer minskningen av antalet arbetslösa personer troligen vara en bra bit under 50, men betydligt över 0. En uppskattning av antalet arbetslösa som kan anställas till följd av ett efterbehandlingsprojekt bör alltså vila på arbetslöshetsstatistik för relevanta yrkesgrupper i det geografiska område där projektet planeras. Finns kunskaper om vilka personer som anställs (arbetslösa eller arbetande) är det möjligt att beräkna rätt alternativkostnad för att anställa arbetskraft till projektet.

Rekommendation

En korrekt beräkning av alternativkostnaden för arbetskraft kräver en bedömning av vilka som får arbete till följd av efterbehandlingsprojektet:

- Alternativkostnaden för att anställa arbetskraft som i utgångsläget befinner sig i arbete beräknas som bruttolönen plus sociala avgifter. Samma beräkning gäller för personer som i utgångsläget befinner sig i sökarbetslöshet.
- Alternativkostnaden för att anställa arbetskraft som befinner sig i konjunktur- eller säsongsarbetslöshet beräknas som värdet av att förlora icke-önskad fritid, vilket kan antas vara lika med nettolönen minus eventuell a-kasseersättning.

4.6 Riskförändringar

Förutom markvärdesförändringar och sysselsättningsförändringar är förändringar i hälso- och/eller miljörisker en av de konsekvenser av efterbehandling som ofta är svårvärderad. Nedan följer i avsnitt 4.6.1 först en genomgång av hur riskförändringar kan värderas ekonomiskt. Gemensamt för värderingsansatserna är att de förutsätter information om riskens storlek före och efter en åtgärd. Om kunskapen om vad en åtgärd faktiskt åstadkommer i termer av riskförändringar är vag

kommer även en ekonomisk värdering att bli vag. I avsnitt 4.6.2 diskuteras objektiv och subjektiv risk, och i avsnitt 4.6.3 konkretiseras värdering av hälso- och miljöförändringar med några resultat från värderingslitteraturen.

4.6.1 Riskvärdering *ex post* respektive *ex ante*

Om en konsekvens inträffar endast med en viss sannolikhet finns två huvudansatser till att ekonomiskt värdera den resulterande riskförändringen: riskvärdering *ex post* eller riskvärdering *ex ante*. Vi stötte på begreppen *ex ante* och *ex post* redan i kapitel 2, och då gällde begreppen huruvida konsekvenserna av ett projekt undersöks innan ett projekt (eventuellt) sjösätts eller efter att projektet har genomförts. Det här antyder även skillnaden mellan de två olika ansatserna till riskvärdering. I Box 1 beskrivs hur man teoretiskt kan definiera de här ansatserna och av Box 2 framgår hur ansatserna kan användas i praktiken.

Sammanfattningsvis gäller att en riskvärdering *ex post* utgår från en deterministisk värdering av konsekvensen, dvs. konsekvensen värderas som om den faktiskt har inträffat, exempelvis med hjälp av värderingsmetoderna i avsnitt 4.3.3. Värderingen görs sedan probabilistisk genom en multiplikation med sannolikheten för att konsekvensen inträffar.

Riskvärdering *ex post* används ofta, men en viktig svaghet med denna ansats bör betonas: den tar inte hänsyn till vilka ekonomiska avvägningar med avseende på risk som individer väljer att göra eller är beredda att göra. Den gängse utgångspunkten i ekonomisk teori är individualistisk, vilket innebär att en ekonomisk värdering bör ta hänsyn till att villigheten till avvägningar med avseende på risk kan variera mellan olika individer. Variationen kan bero dels på vilken typ av risk det är fråga om och dels på individernas preferenser med avseende på risk. Vid riskvärdering *ex ante* går det däremot att ta sådan hänsyn.

Denna ansats utgår från de val individer gör med avseende på risken för en viss konsekvens innan de vet om denna konsekvens faktiskt uppstår eller inte. Som beskrivs närmare i Box 2 syftar ansatsen vanligen till att undersöka individens maximala betalningsvilja för att undvika konsekvenser som inträffar med en viss sannolikhet innan de vet om dessa verkligen kommer att inträffa eller inte, dvs. deras s.k. optionspris. Det framhålls ofta att riskvärdering *ex ante* är mer tillfredsställande eftersom hänsyn då tas till individens preferenser med avseende på olika typer av risksituationer.

Ett sätt att beskriva hur individens preferenser påverkas av olika typer av risksituationer är genom graden av riskaversion. Det finns här anledning att påpeka att begreppet "riskaversion" i dagligt tal ofta används som en synonym till att en individ uppvisar mer eller mindre starka preferenser för att undvika eller minska risker. Då följer med självklarhet att det finns en positiv korrelation mellan riskaversion och en individs betalningsvilja för att minska en risk. I ekonomisk teori används dock en mer precis definition av riskaversion, och definitioner av riskneutralitet och risksökande följer med på köpet. De här definitionerna har använts för att härleda mått på riskaversion och mer rigoröst analysera exempelvis samband mellan riskaversion och betalningsviljan för riskminskning. För en närmare presentation av detta, se Bilaga C.

Även om det finns goda skäl att använda sig av riskvärdering *ex ante* kan det ändå ibland vara motiverat att göra riskvärderingar *ex post*. Brist på data kan vara en anledning. Vidare kan det vara metodologiskt besvärligt att få kunskap om optionspriset, jfr Box 2. Vid en riskvärdering *ex post* vore det då en fördel att kunna säga om denna riskvärdering utgör en underskattning eller en överskattning av optionspriset, men tyvärr finns ingen allmän regel som kan ge en upplysning om detta, jfr Bilaga B.

Ekonomisk riskvärdering *ex ante* går alltså ut på att ta reda på vilka avvägningar som människor gör, eller säger sig vara beredda att göra, med avseende på risk. Det kan handla om avvägningar gällande själva konsekvensen av en händelse som inträffar med en viss sannolikhet, eller själva sannolikheten, eller en kombination av dessa. Så länge avvägningar görs är också en ekonomisk värdering möjlig. Vidare är det riskförändringar från en viss nivå till en annan nivå som värderas. Men när individer gör ekonomiska avvägningar med avseende på risk är det långtifrån säkert att deras riskbedömning (den "subjektiva" risken) stämmer överens med den vetenskapligt konstaterade risken (den "objektiva" risken). Nästa avsnitt diskuterar skillnaden mellan subjektiv och objektiv risk och hur den kan hanteras.

Rekommendation

Använd riskvärdering *ex ante* i första hand och riskvärdering *ex post* i andra hand.

Box 2. Riskvärdering *ex post* respektive *ex ante* i teorin

Som hjälp för beskrivningen av riskvärdering *ex post* respektive *ex ante* följer vi Freeman (2003) och inför beteckningen A för en händelse i miljön som skulle kunna ha negativa konsekvenser för en individs välbefinnande. Det kan röra sig om konsekvenser för hennes eller andras hälsa, eller det kan handla om konsekvenser för miljön vilka hon bryr sig om. Antag att två utfall är möjliga, A_1 och A_0 . Med A_1 menas att de här konsekvenserna faktiskt inträffar, och utfallet $A=A_1$ sker med sannolikheten P . Om konsekvenserna däremot inte uppstår är $A=A_0$, och detta utfall sker med sannolikheten $1-P$.

En riskvärdering *ex post* utgår från en deterministisk värdering av konsekvensen, dvs. konsekvensen värderas som om den faktiskt har inträffat, exempelvis med hjälp av värderingsmetoderna i avsnitt 4.2.3. Värderingen görs sedan probabilistisk genom en multiplikation med sannolikheten för att konsekvensen inträffar. Med hjälp av beteckningarna i avsnitt 4.2.2 kan ett konsumentöverskottsmått *ex post* (K_p) definieras som:

$$V(y-K_p, A_0) = V(y, A_1)$$

K_p kan tolkas som individens maximala betalningsvilja för ett projekt som ser till att A_1 undviks. Detta kan också tolkas som den ekonomiska skada som uppstår om A_1 faktiskt inträffar. Vid skattningen av K_p kommer sannolikheten för att A_1 inträffar således inte in explicit. Värderingen av risken för att A_1 inträffar (eller undviks) görs sedan *ex post* genom att multiplicera K_p med P .

Riskvärdering *ex ante* utgår istället från de val individer gör med avseende på risken för en viss konsekvens innan de vet om denna konsekvens faktiskt uppstår eller inte. Vi kommer här att hålla oss till idén att individer strävar efter att maximera sin förväntade nytta, men alternativa teoribildningar finns, exempelvis *prospect theory* (Kahneman och Tversky, 2000). Förväntad nytta, $E(v)$, definieras enligt följande:

$$E(v) \equiv PV(y, A_1) + (1-P)V(y, A_0)$$

Med hjälp av detta uttryck kan ett konsumentöverskottsmått *ex ante* (K_a) definieras som:

$$V(y-K_a, A_0) = PV(y, A_1) + (1-P)V(y, A_0)$$

där K_a kan tolkas som individens maximala betalningsvilja *ex ante* för att undvika A_1 . En vanlig benämning för denna betalningsvilja är *optionspriset*. Det finns dock även andra rimliga definitioner av en betalningsvilja *ex ante*, se t.ex. Freeman (2003).

Ovan framgick att riskvärdering *ex post* kan ske genom att beräkna PK_p . Riskvärdering *ex ante* i form av t.ex. skattning av optionspriset är en annan möjlighet, och det framhålls ofta att riskvärdering *ex ante* är mer tillfredsställande eftersom hänsyn då tas till individers preferenser med avseende på olika typer av risksituationer.

Box 2 forts. Riskvärdering *ex post* respektive *ex ante* i praktiken

Som ett exempel på riskvärdering *ex post*, antag att ett efterbehandlingsprojekt skulle leda till att sannolikheten för att en viss miljöskada inträffar minskar från 1/10000 till 1/50000, dvs. med $0,0001 - 0,00002 = 0,00008$. En möjlighet kan då vara att genomföra en scenariovärderingsstudie som undersöker betalningsviljan för att undvika miljöskadan (konsekvensen) utan att sannolikheten att den inträffar tas med i värderingsscenariot. Värderingsscenariot är med andra ord deterministiskt. Värdet av riskminskningen beräknas sedan *ex post* som betalningsviljan för att undvika konsekvensen multiplicerat med minskningen av sannolikheten att konsekvensen inträffar, dvs. betalningsviljan multipliceras med 0,00008.

Om efterbehandlingsprojektet påverkar miljörelaterade hälsorisker är det vanligt att riskvärderingen görs *ex post* med hjälp av humankapitalmetoden. Då används data om produktionsbortfall och vårdkostnader för att skatta den ekonomiska skada som uppstår om hälsoeffekten faktiskt uppstår. Kanske leder efterbehandlingsprojektet till att sannolikheten för att denna hälsoeffekt uppstår minskar från 1/20000 till 1/100000, dvs. med $0,00005 - 0,00001 = 0,00004$. Riskvärderingen *ex post* sker sedan genom att multiplicera den ekonomiska skadan skattad genom humankapitalmetoden med sannolikhetsminskningen 0,00004. Om den ekonomiska skadan har skattats till t.ex. 1 000 Mkr blir således riskvärderingen *ex post* lika med $1000 \cdot 0,00004 = 0,04$ Mkr.

Med riskvärdering *ex ante* används värderingsmetoderna i avsnitt 4.2.3 för att få fram en betalningsvilja som inte enbart återspeglar en konsekvens, utan även sannolikheten för att den inträffar. Detta kan exempelvis ske genom att på ett pedagogiskt sätt inkludera ovanstående sannolikheter i det värderingsscenario som respondenter till en scenariovärderingsstudie ska ta ställning till. Värderingsscenariot är med andra ord probabilistiskt. Sådana tillämpningar ställer höga krav på scenariovärderingsmetodens förmåga att på ett begripligt sätt kommunicera information om konsekvenser och sannolikheter till respondenterna. I fall då metoden inte bedöms klara av detta på ett tillfredsställande sätt kan det vara ett alternativ att låta scenariot vara deterministiskt och istället göra en riskvärdering *ex post*.

Men riskvärdering *ex ante* behöver inte nödvändigtvis göras genom att använda scenariometoder. Att ta ställning till risker är en del av vardagen, och därför är det i många sammanhang som individers attityder till risker påverkar deras agerande på marknader. Exempelvis kan skyddsutgiftsmetoden tillämpas på individers konsumtion av riskreducerande varor eller tjänster. Om det är förenat med hälsorisker att bo på ett visst ställe kan en tillämpning av fastighetsvärdemetoden utformas så att hälsoriskens inverkan på fastighetspriser studeras. En variant av fastighetsvärdemetoden som ofta har använts för att värdera hälsoriskförändringar *ex ante* är den hedoniska lönetmetoden. Då studeras löneskillnader mellan yrken som varierar ifråga om hälsorisker.

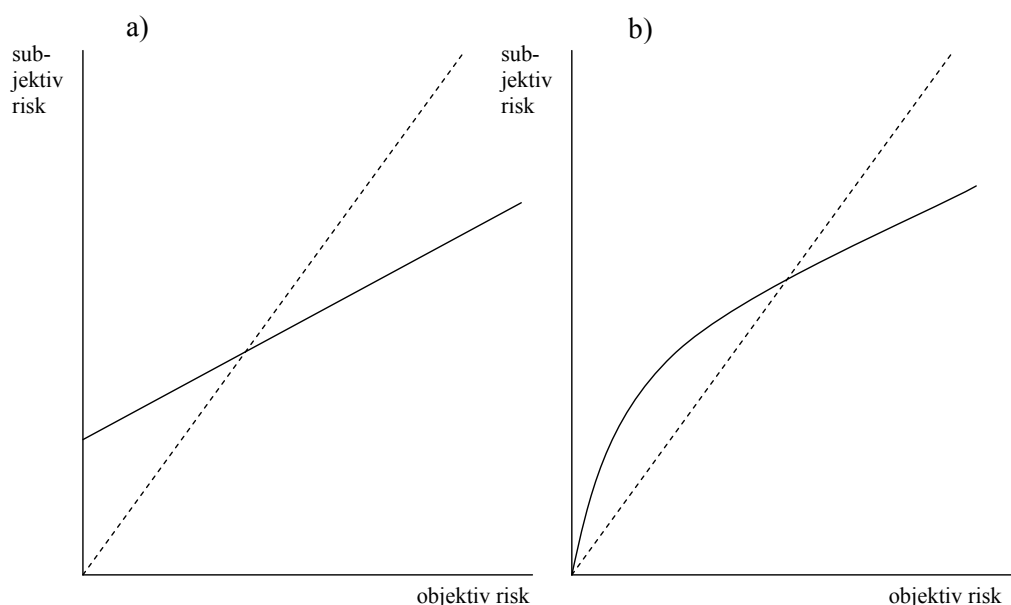
4.6.2 Objektiv och subjektiv risk

Ett av problemen med riskvärdering är att individers uppfattningar av risker (den *subjektiva* risken) kan skilja sig från den av experter uppmätta risken (den *objektiva* risken). Det här är ett välkänt fenomen, bland annat inom forskning om risk-perception. Problematiken blir särskilt stor om osäkerhet råder i hur stor den objektiva risken är, men för att förenkla problematiken kommer här att antas att den objektiva risken är den "riktiga" risken.

I Figur 10 beskriver 45°-linjen ett fall där den subjektiva risken är lika stor som den objektiva risken oavsett risknivån. Detta betyder dessutom att en *förändring* i objektiv risk upplevs som en lika stor förändring av individen. Detta är troligen ett mycket sällsynt fall. Men vad är då ett mer realistiskt samband mellan subjektiv och objektiv risk? Ett allmänt resultat som går tillbaka åtminstone till Lichtenstein et al. (1978) är att det finns en tendens för individer att överskatta små risker, t.ex. att risken att drabbas av botulism, och underskatta stora risker, t.ex. risken att drabbas av diabetes. Det här förhållandet beskrivs ibland genom ett linjärt samband mellan objektiv och subjektiv risk med en lutning <1 , se Figur 10a (Viscusi 1992). Observera att för ett sådant samband gäller att en *förändring* i objektiv risk alltid upplevs som *mindre* av individen än vad den objektivt är.

Det linjära sambandet i Figur 10a kan dock vara alltför enkelt. Ett alternativ är det icke-linjära samband som visas i Figur 10b (Tversky and Kahneman 1992). Återigen gäller att individer överskattar små risker och underskattar stora risker, men för riktigt små risker gäller att en *förändring* i objektiv risk upplevs som *större* av individen än vad den objektivt är. För något större risker blir dock lutningen <1 och förändringar i subjektiv risk blir då återigen mindre än förändringar i objektiv risk.

Den troliga skillnaden mellan subjektiv och objektiv risk innebär även att det förmodligen finns en skillnad mellan den betalningsvilja för riskminskning som observeras och den betalningsvilja som skulle bli resultatet om individerna var så välinformerade (och har tagit in informationen) att deras riskuppfattning överensstämmer med den objektiva risken. Frågan blir då om det är rimligt att basera en kostnads-nyttoanalys (som ska ge hjälp för beslutsfattande) på observerad betalningsvilja eller om den observerade betalningsviljan först bör justeras på något sätt för att reflektera objektiv risk istället för subjektiv risk?



Figur 10. Tre möjliga samband mellan objektiv och subjektiv risk. (Den streckade 45°-linjen visar fallet när subjektiv risk = objektiv risk.).

Portney (1992) belyser det här med hjälp av ett drastiskt hypotetiskt exempel som handlar om vattentäkten för invånarna i Happyville. Vattentäkten har konstaterats innehålla ett ämne som enligt experterna är ofarligt, medan invånarna tror att ämnet är orsaken till att cancerfallen i Happyville ligger över det nationella genomsnittet. Därför finns en betalningsvilja på 1000 dollar per invånare för ett dyrt vattenreningsprojekt som experterna anser vara onödig. Bör hänsyn tas till denna betalningsvilja i en kostnads-nyttoanalys av vattenreningsprojektet?

Freeman (2003) diskuterar Portneys exempel och menar att det inte är uppenbart att individernas höga betalningsvilja beror på ett missförstånd om cancer-riskens storlek, utan kan vara ett utslag av att individerna har en hög betalningsvilja för att förebygga en minimal men katastrofal risk. Freeman (2003) konstaterar därför att om deras samlade betalningsvilja faktiskt överstiger projektkostnaden bör projektet genomföras eftersom det skulle leda till en nettoökning av samhällets välbefinnande.

Freemans konstaterande är i linje med den individualism som gängse ekonomisk teori vilar på. Med en individualistisk princip är det individers välbefinnande som ska stå i centrum oavsett grunderna för välbefinnandet. Och det är sannolikt att det är den subjektiva risken, inte den objektiva, som spelar roll för människors välbefinnande.

En sådan "populistisk" syn på saken kan dock kontrasteras mot en mer "paternalistisk" (jfr Salanié och Treich 2005). Namnkunniga ekonomer som W. Kip Viscusi och John C. Harsanyi har argumenterat för att samhälleligt beslutsfattande ska vara "paternalistisk" i betydelsen att den ska vara grundad på objektiv risk, inte

"felaktig" subjektiv risk. Viscusi (2000) menar att det vore felaktigt att använda knappa resurser för att minska individers oro om den är grundad på illusioner snarare än faktiska risker. Johansson-Stenman (2006) menar att det är svårt att argumentera emot den här åsikten om individer helt enkelt gör misstag till följd av informationsbrist eller begränsad kognitiv förmåga. Men saken är inte enkel, eftersom oro påverkar välbefinnandet oavsett om den är grundad på illusioner än på fakta.

Freeman (2003) resonerar kring att valet mellan "paternalism" och "populism" kan bero på hur betalningsvilja mäts och hur skillnaden mellan subjektiv och objektiv risk ser ut. Om betalningsviljan mäts med hjälp av individers beteende på marknader så vet vi hur deras välbefinnande faktiskt skulle påverkas av den upplevda riskminskningen. Och om individer upplever risknivåer som större än vad de enligt experterna är eller riskminskningar som större än vad de enligt experterna är samhället, menar Freeman (2003), så att säga på den säkra sidan om det är "populistiskt" och tar hänsyn till den här snedvridningen. Om däremot individerna upplever risker som mindre än vad de enligt experterna är eller riskminskningar som mindre än vad de enligt experterna är kan det finnas skäl för ett "paternalistiskt" agerande.

Johansson-Stenman (2006) konstaterar att det i alla händelser är motiverat för samhället att beakta såväl subjektiv som objektiv risk i beslut om policies. Det kan också observeras att med hjälp av scenariometoder finns rika möjligheter att undersöka hur individer uppfattar risk och reagerar på den information om objektiv risk som ges inom ramen för frågeformulär eller intervjuer. Det är intressant att konstatera att värderingsmetoder som baserar sig på faktiskt marknadsbeteende, exempelvis fastighetsvärdemetoden, ger skattningar av betalningsvilja som otvetydigt är ett giltigt ekonomiskt värde eftersom det grundar sig på verkliga ekonomiska transaktioner. Men denna giltighet till trots kan betalningsviljan vara svårtolkad eftersom det oftast är svårt att veta vilken riskuppfattning som den är grundad på. Kanske en sådan betalningsvilja i många fall återspeglar värdet att bli kvitt en allmän oro för hälsorisker snarare än en exakt riskminskning. För att en scenariometod ska kunna ge ett giltigt ekonomiskt värde krävs dock ett scenario som lyckas förklara och specificera riskminskningar. Om scenariet är otvetydigt tillkommer ytterligare en svårighet utöver tolkningsproblemen av betalningsviljan, nämligen en högre risk för hypotetisk snedvridning, dvs. en skillnad mellan den betalningsvilja som uppges av respondenterna och den betalningsvilja som de skulle ha om scenariet blev en verklig situation.

Rekommendation

Den betalningsvilja som framkommer av människors agerande på marknader är relevant att använda i kostnads-nyttoanalys även om den är baserad på en subjektiv risk som kan skilja sig från den objektiva risken.

4.6.3 Värdering av hälso- och miljöförändringar

Avsnitten 4.6.1 och 4.6.2 har allmänt handlat om hur riskförändringar kan värderas ekonomiskt. Det här avsnittet ger en mer specifik beskrivning av vad det ekonomiska värdet av en riskförändring kan vara. De riskförändringar som främst har varit föremål för värdering är hälsoriskförändringar i form av dödsriskförändringar eller förändringar i risken att drabbas av olika typer av ohälsa. Såväl riskvärdering *ex post* som riskvärdering *ex ante* har använts, och ofta har de värderade hälsoriskförändringarna varit en typ av konsekvens till följd av någon förändring i miljön.

Det är vanligt att de värderade hälsoriskförändringarna gäller förändringar i risken för dödsfall, men det finns även många värderingar av risken att drabbas av olika typer av ohälsa. I princip är det ingenting som hindrar att även andra förändringar som kan beskrivas probabilistiskt värderas på liknande sätt. Det skulle exempelvis kunna gälla förändringar i risken att ett område inte kan utnyttjas för en viss form av rekreation. Sådana tillämpningar har dock varit mindre vanliga jämfört med värderingar av hälsoriskförändringar.

Texten nedan fokuserar på värdering av förändringar i risken för dödsfall, eftersom detta område är mycket välstuderat. Ett antal allmänna resultat kring vilka faktorer som spelar roll för sådan riskvärdering sammanfattas och diskuteras i Box 3. Slutligen ges några exempel på värdering av andra typer av riskförändringar.

De resultat som presenteras nedan är genomgående från den litteratur som baserar sig på kostnads-nyttanalyserns gängse teoretiska utgångspunkter, dvs. med fokus på förändringar i välbefinnande mätt med hjälp av konsumentöverskotts- och producentöverskottsförändringar. Detta förklarar litteraturens ansträngningar att skatta t.ex. betalningsviljan för riskreduktion. Nedan bortses därför från andra mått som i andra sammanhang används i utvärderingar av hälsopåverkande projekt, exempelvis kvalitetsjusterade levnadsår (*quality-adjusted life-years*, QALYs). För en diskussion kring i vilken mån det är rimligt att använda sig av QALYs i ekonomiska utvärderingar, se Dickie och List (2006).

4.6.3.1 VÄRDET AV ATT RÄDDA ETT STATISTISKT LIV

Vissa risker är människor av etiska eller andra skäl inte beredda att kompromissa med. När avvägningar inte förekommer är inte ekonomiska värden definierade. Människoliv kan vara ett bra exempel. Det skulle vara etiskt orimligt att använda ekonomisk värdering för att försöka sätta ett ekonomiskt värde på någon viss persons liv. Detta måste dock noga skiljas mellan värdet av att rädda ett *statistiskt* liv (VSL).

Värdet av att rädda ett statistiskt liv (VSL) är ett ekonomiskt värde som används i stor omfattning i ekonomiska analyser av riskreducerande projekt. VSL-skattningar grundar sig på människors avvägningar av *små* dödsriskminskningar. Sådana avvägningar tillhör vardagen. Det kan exempelvis handla om att fatta beslut om att köpa en mer eller mindre trafiksäker bil, att installera brandsäkerhetsutrustning i sitt hus, osv.

VSL beräknas utifrån individers betalningsvilja för små dödsriskminskningar som medelbetalningsviljan för dödsriskminskningen dividerat med storleken på dödsriskminskningen. Detta kan konkretiseras genom ett exempel: Antag en population på 50 000 personer och att ett projekt medför att sannolikheten att dö för var och en av individerna minskar från 0,00003 till 0,00001, dvs. med 0,00002. Detta innebär att statistiskt sett räddas $50\,000 \times 0,00002 = 1$ liv. *Vems* liv som räddas går inte att säga – det handlar alltså om att ett statistiskt liv räddas. Om medelbetalningsviljan bland de 50 000 personerna för att förverkliga projektet är 1000 kr är det totala ekonomiska värdet för att rädda 1 statistiskt liv lika med $50\,000 \times 1000 = 50$ Mkr. I detta fall blir alltså skattningen av VSL lika med 50 Mkr. Detta belopp kan också räknas ut som $1000/0,00002 = 50$ Mkr.

Hur stort är VSL i praktiken? Skattningar av VSL-värden har främst gjorts med hjälp av värderingsstudier som har använt sig av scenariometoder eller hedoniska lönestudier. De senare är arbetsmarknadsstudier som studerar vilket risktilllägg på lönen som olika arbeten leder till. Pearce et al. (2006) sammanfattar ett antal

viktiga scenario- och lönestudier som har genomförts i Storbritannien och USA under de senaste tio åren. VSL-skattningarna i dessa studier tyder på VSL-värden som sällan går under USD 500 000 eller över USD 13 miljoner, dvs. ett intervall på cirka 3-90 Mkr, givet en växelkurs på 7 kr per USD.

I Sverige redovisade SIKÄ (2002) en rekommendation att använda 16,269 Mkr (2001 års penningvärde) som värdet av att spara ett statistiskt liv inom vägtrafiksektorn. SIKÄ (2005a) understryker dock den osäkerhet som är förknippad med ett sådant värde och föreslår att ett intervall på 10-30 Mkr ska användas i känslighetsanalyser. De här värdena gäller för reduktion av risker som har med trafikolyckor att göra, men som påpekades av SIKÄ (2005b) värderas sådana riskminskningar troligen på ett annat sätt än riskminskningar som gäller miljörelaterad dödlighet, eftersom miljörisker i allmänhet är relativt svåra för enskilda individer att påverka. SIKÄ (2005b) nämner ett förslag från riskvärderingslitteraturen att dubblera VSL för trafikolyckor för att nå en skattning av VSL för miljörelaterad dödlighet. En sådan dubbling resulterar i ett intervall på VSL-skattning på ungefär 20-60 Mkr, vilket faller inom det intervall på 3-90 Mkr som nämndes ovan.

Rekommendation

VSL är inget konstant värde, utan varierar efter omständigheterna. Sök därför helst i litteraturen efter ett VSL-värde som är skattat för just den typ av riskreduktion som är aktuell eller gör en ny studie som skattar VSL. För en mer grov analys, utgå från ett intervall på 20-60 Mkr för miljörelaterad dödlighet.

Box 3. Varför varierar värdet av att rädda ett statistiskt liv?

De breda intervallen för värdet av att rädda ett statistiskt liv (VSL) som redovisades i texten visar att det finns en stor variation i skattade VSL-värden. Nedan följer en genomgång baserad på Pearce et al. (2006) av ett antal möjliga anledningar till denna variation.

Akuta eller framtida dödsrisker?

VSL-skattningar härrör ofta från akuta dödsrisker på arbetsplatser och i trafiken. Den undersökta betalningsviljan handlar alltså om att minska dödsrisken här och nu. Men miljörisker är däremot oftast långsiktiga. De handlar ofta om att den nuvarande exponeringen betyder en risk för död längre fram i livet. Riskreduktionerna gäller alltså ofta framtiden. Det här betyder att betalningsviljan för att reducera omedelbara risker troligen är skild från betalningsviljan för att reducera framtida risker. Det vore bra att ha information om den senare betalningsviljan från studier som uttryckligen handlar om framtida riskreduktion, men det finns i nuläget inte särskilt många studier av detta slag. I brist på sådan information kan ett enklare angreppssätt vara följande:

Antag att textens exempel på föregående sida med en riskminskning på 0,00002 gäller en minskad sannolikhet att dö om 20 år och att betalningsviljan 1000 kr gäller betalningsviljan för att få denna minskade sannolikhet då. Det framtida VSL-värdet (giltigt för en tidpunkt 20 år framåt i tiden) är då 50 Mkr. Att uttrycka betalningsviljan och VSL i nuvärde kan kräva ett diskonteringsförfarande. En diskonteringsränta på 2% betyder att nuvärdet av WTP är 673 kr. Skattningen bör även ta hänsyn till att det finns en normal dödsrisk under de 20 åren som gör att en andel av befolkningen inte får någon nytta av en minskad sannolikhet att dö om 20 år. Om denna bakgrundsrisk gör att 90% överlever de närmaste 20 åren justeras WTP till $673 \times 0,9 = 606$ kr. Nuvärdet av VSL blir således $606 / 0,00002 = 30,3$ Mkr. Ett annat sätt att se på saken är att endast $50000 \times 0,9 = 45000$ personer kommer faktiskt att få nytta av riskminskningen. Det totala ekonomiska värdet är $45000 \times 1000 = 45$ Mkr. En diskonteringsränta på 2% innebär ett nuvärde på 30,3 Mkr.

Skattningsmetod

Utgångspunkten är här att riskvärdering *ex ante* är att föredra. Med andra ord är det en fördel att använda sig av värderingsmetoder som ger uttryck för människors preferenser för riskförändringar, t.ex. scenariometoder eller hedoniska lönestudier. Resultat från exempelvis humankapitalmetoden bör således tolkas med försiktighet, kanske som en undre gräns för det sanna värdet.

Resultat från scenariovärderingsstudier och hedoniska lönestudier som har genomförts på senare år i Storbritannien och USA tyder på att lönestudier tenderar att ge relativt höga VSL-skattningar. En orsak till detta kan vara att lönestudier mäter kompensationskrav (WTA), i motsats till scenariovärderingsstudier, som i allmänhet undersöker individens betalningsvilja (WTP).

Ålder

Åldern anses ha två effekter på storleken på VSL, vilka går åt olika håll och därför kan ta ut varandra:

1. VSL kan förväntas avta med åldern eftersom ju äldre man blir desto färre levnadsår återstår, så nyttan av riskreduktionen avtar.
2. VSL kan förväntas öka med åldern eftersom äldre människor i allmänhet är mer förmögna och har därför i högre grad råd med riskminskande åtgärder.

Box 3 forts. Varför varierar värdet av att rädda ett statistiskt liv?

Det är därför inte förvånande att litteraturen ger blandade resultat när det gäller ålderns påverkan på VSL. Det bör dock inte uteslutas att åldern påverkar betalningsviljan för dödsriskreduktion och därmed VSL. Om det finns skäl att tro att åldern *inte* påverkar betalningsviljan kan det vara rimligt att använda genomsnittliga VSL-värden för att värdera akuta risker. I annat fall kan det vara viktigt att skatta betalningsviljan för varje relevant åldersgrupp och använda ålderrelaterade VSL-värden. Detta gäller återigen för akuta risker. Om riskerna är framtida kommer även andra överväganden in i bilden, se ovanstående diskussion. Vidare kan det i praktiken röra sig om risker som är akuta för vissa ålderskategorier (äldre och sjuka) och framtida för andra (yngre och friska). Det kan även noteras att det finns en relativt ny, men växande litteratur kring värdet av att rädda barns liv, se Scapecchi (2006). Barn kan förväntas väga relativt tungt när det gäller värdet av riskreduktion på grund av deras större känslighet för föroreningar samtidigt som studier av VSL-värden för barn tyder på att detta värde åtminstone inte är lägre än VSL-värden för vuxna (Pearce et al. 2006).

Inkomst

Ett relativt tydligt resultat från riskvärderingslitteraturen är att inkomsten har betydelse för betalningsviljan för dödsriskreduktion. Graden av inverkan mäts vanligen som betalningsviljans inkomstelasticitet, som mäter hur många procent betalningsviljan ökar med om inkomsten ökar med 1 procent. Olika studier har kommit fram till olika värden på denna elasticitet, men en nylig och ambitiös meta-analys av Viscusi och Aldy (2003) tyder på att ett rimligt värde är mellan 0,5 och 0,6, vilket alltså betyder att om inkomsten ökar med 1 procent så ökar betalningsviljan för dödsriskreduktion med 0,5-0,6 procent.

Riskenivå

Riskenivåns inverkan på betalningsviljan för riskreduktion gäller både bakgrundsriskerna (dvs. sannolikheten att dö i vilket fall som helst) och riskförändringens storlek. *Bakgrundsriskens* storlek påverkar sannolikheten för att en individ drar nytta av en riskreducerande åtgärd. Därför kan betalningsviljan förväntas påverkas negativt av höga parallellt existerande risker. En relativt låg betalningsvilja för en given riskreduktion bör således känneteckna gamla och personer med dålig hälsa, allt annat lika.

För sambandet mellan riskförändringens storlek och betalningsviljan för riskreduktion finns åtminstone två hypoteser:

1. WTP varierar med riskreduktionens storlek. Litteraturen ger i allmänhet stöd för denna hypotes, men det finns också fall då WTP har konstaterats vara okänslig för riskreduktionens storlek.
2. Marginalnyttan av riskreduktion kan rimligen antas vara avtagande, vilket innebär att den marginella betalningsviljan för riskreduktion tenderar att bli tämligen konstant när risken minskar från ett relativt lågt utgångsläge. Litteraturen ger dock inte helt entydigt stöd heller för denna hypotes.

Sättet att dö

När det gäller betydelsen av sättet att dö, exempelvis om döendet är plågsamt eller inte, har det särskilt studerats om betalningsviljan för dödsriskreduktion är särskilt stor om risken gäller att dö i cancer. En sådan tendens har konstaterats. Exempelvis fann Hammitt och Liu (2004) att VSL när risken gäller cancer är 1,3 gånger högre än VSL när risken gäller andra sjukdomar.

4.6.3.2 VÄRDET AV ANDRA TYPER AV RISKFÖRÄNDRINGAR

Risk är som bekant den kombinerade effekten av sannolikhet och konsekvens. För att studera hur probabilistiska situationer påverkar individers ekonomiska värderingar är dödsrisksituationer en tacksam tillämpning, eftersom konsekvensen (dödsfall) är en tämligen enhetlig konsekvens. Som nämndes ovan verkar visserligen sättet att dö spela en roll för värderingen av dödsriskreduktion, men variationen av konsekvenser blir mer oöverskådlig när det gäller andra probabilistiska situationer, som t.ex. risken att drabbas av olika former av ohälsa eller risken för miljöförändringar som påverkar människors välbefinnande på andra sätt än att påverka dödsrisker eller risken för ohälsa. Därför blir litteraturen avseende ekonomisk värdering i andra probabilistiska situationer också betydligt mer oöverskådlig, och därför ges i detta avsnitt enbart några smakprov.

Inledningsvis kan konstateras att för olyckor som leder till svåra respektive lindriga skador har SIKA angett schablonvärdena 2,5 Mkr respektive 0,1 Mkr per statistisk skadad person (Mattsson 2006). Det är dock inte ovanligt att sådana här värderingar preciseras och uttrycks i risktermer genom att använda en *ex post*-ansats som baserar sig på humankapitalmetoden. I litteraturen finns således sammanställningar som visar hur stora vårdkostnader och produktionsbortfall som olika sjukdomar medför. Det antagligen främsta exemplet på detta är det amerikanska naturvårdsverkets *Cost of Illness Handbook* (www.epa.gov/oppt/coi). Det har dock blivit allt vanligare att scenariometoder och metoder som baserar sig på data om individers faktiska marknadsbeteende används för att värdera ohälsa, vilket innebär att det finns allt mer information om individers betalningsvilja för att undvika sjukdomsepisoder. Observera att det här rör sig om betalningsviljestudier vars frågeställning sannolikt skulle vara orimlig om konsekvensen är mycket allvarlig, till exempel en säker död. Men om konsekvensen är relativt lindrig ohälsa kan det vara rimligt att fråga om individers betalningsvilja för att undvika denna.

Ready et al. (2004) är ett exempel från senare år på en ambitiös värderingsstudie gällande betalningsviljan för att undvika ohälsa. Studien genomfördes i fem europeiska länder (Nederländerna, Norge, Portugal, Spanien och Storbritannien) för att ha möjlighet att testa giltigheten hos värdeöverföringar mellan olika länder. Studien undersökte närmare bestämt betalningsviljan för att undvika följande fem sjukdomsepisoder som kan sammanfattas på följande vis (studiens respondenter fick ta ställning till en betydligt fylligare beskrivning av episoderna):

- 1) Sjukhusvistelse för behandling av andnöd
- 2) Besök till akutmottagning för att avhjälpa luftrörsbesvär
- 3) 3 dagars sängvistelse hemma på grund av luftrörsbesvär
- 4) 1 dag med ihållande hosta
- 5) 1 dag med kliande, rinnande ögon
- 6) 1 dag med illamående eller huvudvärk

Bland de mest intressanta resultaten från studien märks att orsaken till sjukdomsepisoderna inte tenderade att påverka betalningsviljans storlek. Det verkar alltså

som om skattningarna kan användas oavsett om exempelvis föroreningar har orsakat besvären eller om något annat är orsaken. Däremot fanns tecken på att utformningen av policyn som i sin tur påverkar orsaken till besvären spelar roll för betalningsviljans storlek. Tabell 7 redovisar resultaten från studien för de olika länderna samt ett medelvärde för de fem länder som ingick i studien. Dessutom redovisas i sista kolumnen resultat från en separat svensk studie som använde sig av samma uppläggning som Ready et al. (Konjunkturinstitutet 2004). Den svenska studien undersökte episoderna 1, 3 och 4 och som framgår av tabell 4.3 var resultaten från Sverige lägre än resultaten för de övriga länderna. Konjunkturinstitutet (2004) ger ingen förklaring till denna skillnad, men det kan konstateras att den svenska studien samlade in data med hjälp av postenkäter till skillnad från Ready et al. (2004), som använde sig av personliga intervjuer.

Tabell 7. Betalningsviljan för att undvika en sjukdomsepisod (GBP, 1998 års priser, avrundade till jämna 10-tal).

Epi- sod	Neder- länderna	Norge	Portugal	Spanien	Storbri- tannien	Medelvärde ¹	Sverige
1	280	300	300	430	160	310	130
2	130	240	180	150	130	160	..
3	70	120	90	110	80	100	40
4	30	40	30	40	20	30	10
5	40	30	70	50	10	40	..
6	60	..	30	40	..

1. Medelvärde för NL, N, P, ES och GB

Pearce et al. (2006) gör en jämförelse mellan resultaten från Ready et al. (2004) och en metastudie av Maddison (2000) och bedömer skillnaderna som rimliga. Resultaten från Maddisons metastudie ges av en värderingsfunktion som beskriver följande samband mellan betalningsvilja för att undvika sjukdom (*WTP*), grad av välbefinnande (*QWB*) och antal sjukdagar (*DAYS*):

$$\ln WTP = 1,76 - 4,80 \cdot \ln QWB + 0,49 \cdot \ln DAYS \quad (4.8)$$

där *QWB* mäts i en skala från 0 till 1, där 0 motsvarar död och 1 motsvarar perfekt hälsa. Den här funktionen ger således möjlighet att värdera ett godtyckligt sjukdomstillstånd närhelst en sjukdom kan beskrivas i termer av antalet sjukdagar och graden av välbefinnande.

Det är resultat av metastudier av ovanstående slag som bidrar till att göra litteraturen kring värdet av andra typer av riskförändringar mindre oöverskådlig och skapar även en säkrare grund för värdeöverföringar. Två andra nyliga exempel är metastudier av betalningsviljan för att minska risken för ohälsa till följd av luftföroreningar (Vassanadumrongdee et al. 2004) och betalningsviljan för att minska hälso- och miljörisker till följd av användande av bekämpningsmedel (Florax et al. 2005).

Rekommendation

Sök i litteraturen efter värden som är skattat för just den typ av riskreduktion som är aktuell eller gör en ny studie som skattar ett sådant värde.

4.7 Exempel på kostnads-nyttoanalyser av efterbehandlingsinsatser

Detta avsnitt presenterar tidigare genomförda kostnads-nyttoanalyser av efterbehandlingsprojekt gällande förorenad mark. Eftersom det är tämligen tunnslätt med den typen av studier för svensk del har vi vänt oss till den nordamerikanska värderingslitteraturen. Avsnittet beskriver inledningsvis det s.k. Superfund-programmet i USA, vilket är ett system av federala lagar som även har haft viss betydelse för efterbehandlingen av ”Brownfield-områden”. Brownfield-områden kan definieras som ödelagda, outnyttjade eller underutnyttjade industriområden där utveckling och återuppbyggnad kompliceras av verkliga eller uppfattade miljöföroreningar. Fortsättningsvis när begreppen Brownfield-område och förorenat område används så avses samma sak.

4.7.1 Superfund i USA 1980-2004

”Superfund” är ett samlingsnamn för ett flertal lagar på federal nivå som antogs under 1980-talet i USA för att förhindra och tackla problemen med utsläpp av miljöfarliga ämnen som kan hota hälsa och miljö. Termen Superfund avser hela detta system av lagar, regler och åtgärder. Genom en flora av aktiviteter har Superfund bidragit till nytta, bl.a. för människors hälsa genom att minska riskerna för cancer och kvicksilverförgiftning. Bland nyttorna ingår även förbättrad miljö kvalitet vid tusentals olika platser runtom i USA och skyddet av en betydande del av landets grundvatten. Kunskapsnivån har genom forskning, utveckling och utbildning dessutom ökat väsentligt.

Eftersom att Superfund har varit ett mycket kostsamt program har det amerikanska naturvårdsverket (USEPA) försökt att identifiera, beskriva och i de fall där så är möjligt även kvantifiera och monetarisera nyttorna med programmet. En vetenskaplig kommitté (SAB, Scientific Advisory Board) fick i uppgift att ge detaljerade råd och synpunkter på USEPA:s arbete med att identifiera nyttorna med Superfund. SAB blev färdig med sin slutrapport i januari 2006 (USEPA 2006), i vilken det framkommer att det finns ett stort behov av att belysa nytto sidan av Superfund. Omfattande kritik levereras dock som berör de flesta delarna av studien. En generell synpunkt är att avsnitten om hälsa, miljö och grundvattenskydd är mycket mindre utvecklade än avsnittet om fastighetsvärden (hedoniska priser). Andra synpunkter gäller de stora databristerna och svårigheterna att generalisera resultat. Som en slutlig bedömning konstaterar SAB att de data och metoder som används inte stödjer utvecklingen av heltäckande skattningar av hälsoeffekter, ekologiska effekter samt effekter av grundvattenskydd. Att skatta de retrospektiva nyttorna med Superfund tycks vara extremt svårt och även kontroversiellt.

4.7.2 Kostnader och nyttor av efterbehandling

I detta avsnitt presenteras ett par studier som gjort gällande de kostnader och nyttor som efterbehandling av förorenade områden leder till. Exempelen är tänkta att illustrera hur man kan identifiera, kvantifiera och monetarisera kostnader och nyttor med efterbehandlingsprojekt.

4.7.2.1 KIEL OCH ZABEL (2001)

I denna studie från 2001 analyserar författarna med hjälp av fastighetsvärdesmetoden (jfr avsnitt 4.2.3) betalningsviljan för efterbehandling av Superfundplatser. Stora summor pengar spenderas för att sanera dessa områden och det är viktigt att ta reda på om insatserna resulterar i positiva nettoeffekter för samhället. Resultatet från studien visar att de skattade nyttorna för sanering i Woburn, Massachusetts uppgår till mellan 72 och 122 miljoner dollar (1992 års prisnivå för USD). Författarna menar att det är sannolikt att dessa nyttor överstiger kostnaderna för efterbehandlingen, vilket innebär att den samhällsekonomiska nettoeffekten är positiv.

I studien varierar nyttan med avståndet till det förorenade området, vilket innebär att även den subjektiva risken varierar med avståndet till området. Detta skiljer sig från exempelvis Hamilton och Viscusi (1999) som värderar hälsorisker som kostnaden per undvikt cancerfall. I det senare fallet värderas den objektiva risken, vilken varierar med avståndet till det förorenade området.

En hedonisk prisfunktion specificeras där priset för en fastighet är en funktion av husets egenskaper, grannskapets egenskaper och existensen av en Superfundplats. Den inverkan som det förorenade området har på fastighetspriset specificeras som en funktion av avståndet till platsen. Specifikationen av funktionen representerar den process med vilken effekten av det förorenade området kapitaliseras i huspriserna. Denna process kan skilja sig åt i två dimensioner: tid och avstånd. Funktionen varierar över tiden beroende av informationsflödet gällande det förorenade området. Innan det finns kunskaper om platsens föroreningsgrad kan funktionen vara lika med noll. När information om platsen blir tillgänglig och offentlig bör påverkan på huspriserna bli mer märkbar. Ett sätt att definiera perioder när processen antas vara konstant föreslås av Kiel (1995), som delar in kapitaliseringsprocessen i Woburn i sex faser: före upptäckt, upptäckt, USEPA:s tillkännagivande, diskussioner rörande efterbehandling, tillkännagivande om efterbehandling och slutligen efterbehandling.

Funktionen kommer enligt Kiel och Zabel (2001) även att variera med avståndet till platsen så att ju längre avståndet är till det förorenade området desto högre kommer fastighetspriset att vara. I den aktuella studien analyseras det förorenade områdets inverkan på priset före upptäckt.

Kiel och Zabel (2001) skattar nyttorna för hushåll enbart, men konstaterar samtidigt att för att kunna avgöra vilken den totala nyttan är så skulle det vara nödvändigt att skatta påverkan på kommersiella och industriella fastigheter också. Effekterna på dessa fastigheters värde blir då ett mått på betalningsviljan för efterbehandling för de som arbetar på eller i närheten av ett förorenat område. Vad som

dessutom skulle behöva värderas är förändringar i markvärdet på det förorenade området eftersom marken efter efterbehandling kan användas till framtida utveckling. Det kan också tänkas att även individer som inte är aktörer på fastighetsmarknaden kan ha en betalningsvilja för att efterbehandla Superfund-platser, men detta kommer inte med i denna studie. Sammantaget kan konstateras att studien ger en undre skattning av de totala nyttorna med sanering.

4.7.2.2 ZABEL (2002)

Denna studie syftar till att ge ett ramverk för kostnads-nyttoanalys av efterbehandling och utveckling av Brownfield-områden. Det har visat sig att utvecklingen av Brownfield-områden går långsamt trots att nettoeffekten ofta är positiv. Många gånger är försäljningspriserna på områdena inte tillräckligt diskonterade för att täcka in kostnaderna för efterbehandling och ansvarsförsäkringar m.m. En annan orsak till att utvecklingen går långsamt är att externa nyttor existerar som inte internaliseras i exploatörens beslut. Exploatören intresserar sig primärt av ”pengaflöde efter skatt” (after-tax cash flow, ATCF), vilket är helt vägledande i de beslut som exploatören fattar.

Zabel (2002) presenterar ett ramverk för att skatta kostnader och nyttor med utveckling av Brownfield-områden och han gör detta utifrån tre olika perspektiv:

- Exploatören
- Staden
- Medborgarna

Givet att beslutsfattaren är exploatören så kommer stadens och medborgarnas nyttor inte att fullt ut komma med i exploatörens beräkning av ATCF. Eftersom stadens och medborgarnas nyttor inte internaliseras i exploatörens beslut ger detta en grund för statlig intervention för att internalisera de externa effekterna. Alltså ingår kostnader för efterbehandling och försäkringar självklart i exploatörens beslut men det gör däremot inte nyttorna för staden och medborgarna.

Exploatörens perspektiv

Exploatören måste göra en rimlighetsbedömning för att avgöra om projektet är värt att satsa på. I en sådan ingår 5 olika steg:

- 1) Identifiera investerarnas orsaker till att investera
- 2) Marknadsanalys
- 3) Pengaflödesprognoser
- 4) Investeringskriterium
- 5) Investeringsbeslut

Exploatören måste bestämma vilken typ av användning som området ska ha, t.ex. bostadsområde, näringsliv eller industri. Dessutom måste exploatören också ta med i beräkningarna att det kan finnas osäkerheter och risker med att hyra ut lokaler om det finns ett *stigma* kopplat till området som har att göra med att det

tidigare var ett förorenat område. Zabel presenterar data som tyder på att förorenade områden inte är tillräckligt diskonterade för att täcka in alla de kostnader som utveckling innebär.

Nyttan för exploatören utgörs främst av det ökade markvärdet som efterbehandlingen bör leda till. Till sist måste exploatören jämföra nuvärdet av de diskonterade kostnaderna och nyttorna för att avgöra om projektet är värt att gå vidare med.

Stadens perspektiv

Staden i vilken det förorenade området finns kan tänkas påverkas av efterbehandlingen på olika sätt:

- 1) Ökade skatteintäkter
- 2) Ökad sysselsättning
- 3) Extra inkomster och utgifter till följd av utvecklingen
- 4) Omvandling från outnyttjad mark till produktiv användning
- 5) Revitalisering av samhället
- 6) Minskad kriminalitet

En rad olika ekonomiska effekter kan alltså förväntas för staden. Sysselsättnings-effekter på kort sikt är ett resultat av efterbehandlingsprojektet i sig själv samt den utveckling som sker på platsen i fråga. Sysselsättningseffekter på lång sikt kommer sig av den nya användningen av området. Det är viktigt att komma ihåg att vissa av de arbetstillfällen som skapas i och med efterbehandlingsprojektet bara reflekterar en omflyttning av arbetskraft till det aktuella projektet ifrån något annat projekt. Det intressanta från samhällets sida är vad nettoeffekten är på sysselsättningen. Från stadens sida är det intressanta vad som händer med sysselsättningen lokalt.

Stadens kostnader för utveckling utgörs bl.a. av ökad trafik, infrastruktursatsningar, ökad efterfrågan på olika typer av samhällsservice.

Medborgarnas perspektiv

Medborgarna som bor i närheten av det förorenade området kommer också att påverkas av den nya utvecklingen. De kommer att dra nytta av förbättrad hälsa, en positiv omvandling från ödelagt område till produktiv användning och en möjlighet till minskad kriminalitet m.m. Samtidigt kommer även negativa effekter att uppstå såsom ökad trafik och buller.

Inte sällan är exploatörens och stadens intressen i konflikt med medborgarnas, vilket kan visa sig genom att exploatören och staden helst ser en utveckling som innebär kommersiell verksamhet medan medborgarna skulle föredra fler grönområden och rekreatiomsområden. En komplett kostnads-nyttoanalys måste ta hänsyn till nyttorna och kostnaderna med samtliga användningsalternativ för att kunna avgöra vilket alternativ som maximerar netto nyttan. På så sätt kommer ett grönområde vara det bästa samhällsekonomiska valet om nyttorna för medborgarna med detta alternativ överstiger nettoförlusten för exploatören och staden. Zabel menar att när hälsoeffekter och värden av fler grönområden beräknas så bör man

inte samtidigt beräkna ökade fastighetsvärden som en separat nyttopost eftersom att detta leder till dubbelräkning.

Hälsoeffekterna beräknas av Zabel med hjälp av fastighetsvärdesmetoden där priset för ett hus påverkas av egenskaper som har med huset och grannskapet att göra men även avståndet till ett förorenat område. Det krävs då att medborgarna är medvetna om det förorenade området och de möjliga hälsoeffekterna. Ett problem med angreppssättet är att nyttorna är kopplade till husets värde vilket innebär att nyttorna kommer att vara högre i områden med högre huspriser.

Ett annat sätt att värdera hälsoeffekter är att basera beräkningarna på riskbedömningar.

Nettoeffekter

För att få ett mått på nettonyttan är det nödvändigt att föra samman kostnaderna och nyttorna som exploatören, staden och medborgarna har, och Zabel närmar sig här en KNA i egentlig mening. Vidare kan detta vara grunden för att internalisera stadens och medborgarnas nyttor i exploatörens beslut. Det kan mycket väl vara fallet att en exploatör inte ser en möjlighet att satsa på ett efterbehandlingsprojekt men ändrar sig när stadens och medborgarnas nyttor kommer med i beräkningen. Ett sätt att internalisera dessa externa effekter är att införa en skatt som är lika stor som de externa nyttorna. Detta är dock mycket problematiskt när det handlar om exempelvis nya grönområden eftersom framför allt den lokala befolkningen drar nytta av sådana satsningar. Varken staten eller staden vill uppmuntra satsningar som endast ett fåtal människor kommer att ha nytta av. Zabel menar att den idealiska lösningen vore att internalisera de externa effekterna genom att låta de lokala fastighetsägarna kompensera exploatören upp till det belopp som deras fastigheter har ökat i värde till följd av fler grönområden.

5 Metodik och exempel

I detta kapitel beskrivs den föreslagna kostnads-nyttometodiken i detalj och tillämpas på två förorenade områden med skilda egenskaper och förutsättningar. Två fall, en tidigare impregneringsanläggning i Robertsfors kommun i Västerbotten och det f.d. industriområdet Lyftkranen vid Ulvsundasjön i Stockholm, har valts som exempelprojekt. Områdena kan förväntas uppvisa olikheter som har att göra med glesbygds- och storstadsperspektivet, befolkningarnas utseende vad gäller ålderssammansättning, yrkeskategorier, andelen arbetslösa m.m. samt naturligtvis även föroreningarnas karaktär, exponeringsgrad osv. Uppgifter om mängden människor som kan påverkas av föroreningar samt deras arbetssituation utgör en del av underlaget för kostnads-nyttoanalysen. Robertsfors och Lyftkranen används för att illustrera de olika stegen i KNA – från definition av målfunktion till den slutliga sammanvägningen av kostnader och nyttor och beräkningen av resultatet. Den centrala frågan som vi söker svar på är huruvida det är samhällsekonomiskt motiverat att satsa på efterbehandling av de två fallstudieområdena. Det har inom ramen för detta projekt inte varit möjligt att genomföra fullständiga kostnads-nyttoanalyser, men exemplifieringarna ska förhoppningsvis ändå kunna illustrera hur KNA kan genomföras i verkliga projekt.

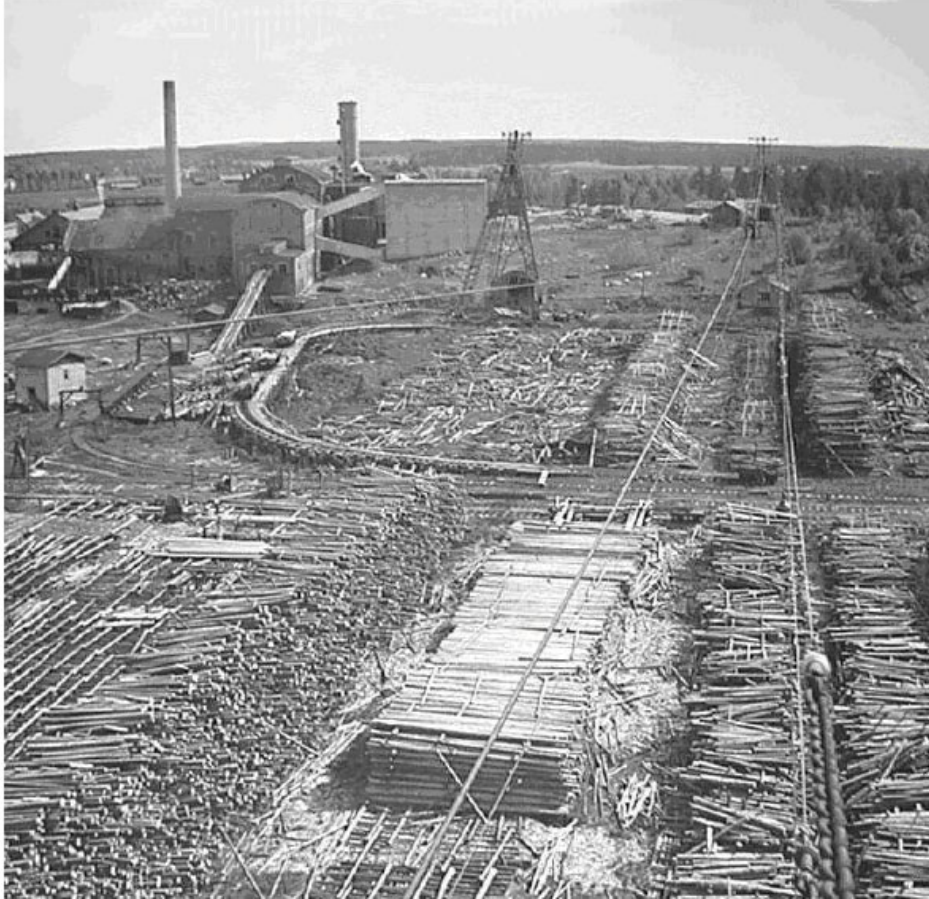
5.1 Exempelprojekt 1: Robertsfors f.d. impregneringsanläggning

5.1.1 Allmänt om Robertsfors kommun och det förorenade området

Robertsfors kommun ligger mellan Umeå och Skellefteå i Västerbottens län ca 6 mil norr om Umeå. Kommunfakta för 2006 (SCB 2006) visar att folkmängden 31 december 2005 var 7 066 fördelat på 3 585 män och 3 481 kvinnor. Folkmängden har minskat stadigt sedan 1995 från ca 7 700 invånare till dagens 7 066 invånare (31 december 2005). Antalet invånare per kvadratkilometer är 5,4. Andelen förvärvsarbetare är i samtliga ålderskategorier högre i Robertsfors kommun än i riket som helhet. De vanligaste yrkeskategorierna i Robertsfors kommun är tillverkning och utvinning för män och vård och omsorg för kvinnor, vilket samstämmer med bilden för riket i stort. För gruppen män är sektorn jordbruk, skogsbruk, jakt och fiske betydligt viktigare för Robertsfors kommun än riksgenomsnittet. Andelen öppet arbetslösa och sysselsatta i arbetsmarknadsåtgärder följer riksgenomsnittet.

På området som är föremål för kostnads-nyttoanalysen fanns under perioden 1942-1968 en träimpregneringsanläggning som i sin verksamhet använde impregneringsmedel baserat på koppar, krom och arsenik (CCA-medel), se Figur 11. Impregneringsvätskor lagrades på området och överflödiga vätskor fick rinna rakt ner i marken vilket har lett till att marken är förorenad med arsenik, koppar, krom, bly och zink. Dessutom är grundvattnet på sina håll i området mycket förorenat av metaller, framför allt arsenik. Arsenik, kan vid höga koncentrationer ge upphov till akuta effekter hos den som exponeras, det kan räcka med något enstaka gram

kraftigt förorenad jord för att akuta effekter ska uppkomma hos barn. Området med högst halter av arsenik har varit avstängt med stängsel. Närmaste bostadsområde ligger ca 300 meter sydöst om den f.d. träimpregnerings-anläggningen.



Figur 11. Foto över verksamheten i Robertsfors från ett tidigt skede.

5.1.2 Åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen för området är bl. a. att det ska kunna användas som industriområde och/eller som strövområde. Utan risk för hälsan ska bär och svamp kunna ätas. Grundvattnet ges inget särskilt skydd eftersom det inte planeras uttag inom området. Läckage av föroreningar till Rickleån och till den bäck som avvattnar den västra delen får inte orsaka miljöstörningar eller störningar i samband med friluftsliv som till exempel bad och fiske. Slutligen är ett övergripande mål att det inom området ska kunna etableras ett fungerande markekosystem.

Enligt Robertsfors kommun var det från början tänkt att på det efterbehandlade området bygga en gångväg och en grillplats för att på så sätt öka rekreativ potentialen men detta förslag blev inte genomfört. Det bör ändå finnas ett rekreativ värde för de ca 2000 boende i närområdet efter det att det efterbehandlade området har gjorts tillgängligt.

Det verkar som att folk i allmänhet hade en positiv inställning till efterbehandlingsprojektet, vilket delvis kan ha att göra med att marken är belägen i en

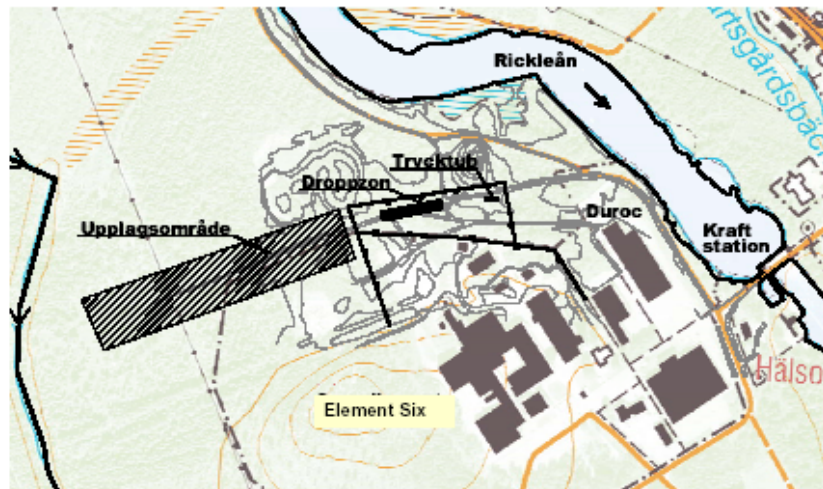
central del av Robertsfors som nu kan användas för rekreation såsom promenader och fiske. Enligt Skogsstyrelsen (2005) är promenader det vanligaste skälet till skogsvistelse. Nästan 60 procent av alla som bor på landsbygden promenerar i skog och mark någon gång i veckan. Om vi antar att detta beteende även gäller för de boende i närheten av Robertsfors gamla impregneringsanläggning så betyder detta att 1200 personer regelbundet promenerar i någon skog i närheten. Detta betyder naturligtvis inte att samtliga 1200 personer alltid kommer att välja just området vid Robertsfors gamla impregneringsanläggning men det har visats i empiriska studier att människor, om de har möjlighet att välja, föredrar att besöka skog och mark med ett avstånd på i genomsnitt ca 0,7 km från hemmet (Hörnsten och Fredman 2000). Med tanke på att det aktuella området är en central och ofta passerad del av Robertsfors så är det inte orealistiskt att anta att 60 procent av de boende i närheten gör promenader i området någorlunda regelbundet.

Det finns enligt Robertsfors kommun i dagsläget inga planer på att bygga bostäder på det efterbehandlade området. Det finns heller inga beslut om vad som *får* byggas på marken. Eftersom marken är arsenikfri i den översta metern så går i princip allt att bygga där, inklusive bostäder. Men eftersom marken ligger utanför detaljplanelagt område så har kommunen inte bestämt hur marken ska användas.

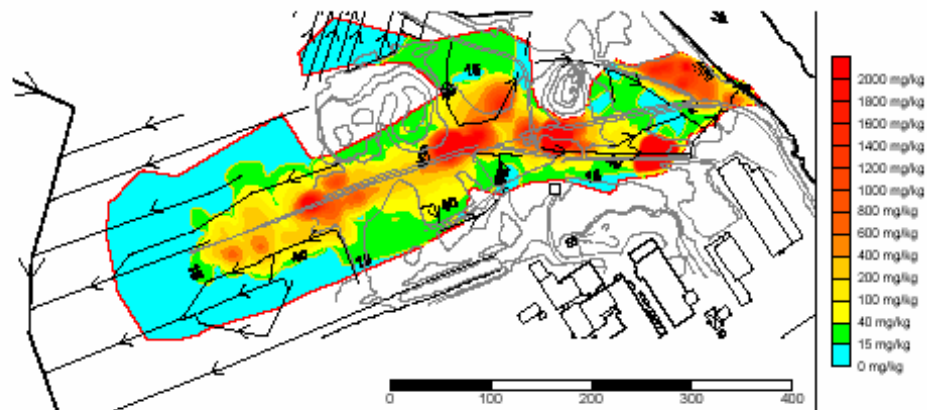
5.1.3 Föroreningssituation

Den till största delen styrande föroreningen i området var arsenik. Enligt Huvudstudien – steg 2 för området var cirka 80 000 ton jord förorenade till en halt överstigande de framtagna åtgärds målen för arsenik (15 mg/kg för ytlagret). Medelhalten uppskattades till cirka 250 mg/kg i hela det förorenade området. Endast i undantagsfall översteg andra metaller, såsom koppar, krom, zink och bly, åtgärds målen i provpunkterna. De högsta föroreningshalterna i jord återfanns i områdets centrala delar där impregneringstuben var lokaliserad och vid det område som kallas droppzonen – där impregneringsvätskan fick rinna av direkt på marken. Vid dessa platser var halterna av förorenande metaller höga ner till flera meter under markytan. I övriga områden återfanns föroreningen främst i ytlagren 0-1 meter under markytan. En översikt över verksamheten redovisas i

Figur 12. En karta över utbredningen av arsenik i ytlagren presenteras i Figur 13. Arsenikhalterna i grundvattnet följde till stora delar föroreningskoncentrationerna i jorden inom området. I droppzonen där föroreningshalterna i jorden var som högst, uppmättes halter i grundvattnet upp till 4000 µg arsenik per liter. I lågförorenade områden låg halterna runt 1 µg arsenik per liter, vilket bedöms som mindre allvarligt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a).



Figur 12. Verksamheten vid Robertsfors f.d. Träimpregneringsanläggning.



Figur 13. Utbredning av arsenik i ytlagret vid Robertsfors f.d. impregnerings-anläggning.

5.1.4 Riskbedömning

5.1.4.1 HÄLSORISKER

En fördjupad hälsoriskbedömning för området gjordes och platsspecifika riktvärden beräknades för de aktuella föroreningarna på fastigheten (Kemakta AB 2003a). Platsspecifika riktvärden för förorenade områden kan betraktas som halt-nivåer under vilka negativa effekter inte bedöms uppstå vare sig på kort eller på lång sikt. Termen platsspecifik innebär att särskilda hänsyn tas till exponeringsvägar på den aktuella platsen.

Det platsspecifika värdet för arsenik beräknades till 12 mg/kg TS för naturmark (nivå 0-1 meter). Naturmark motsvarar Naturvårdsverkets begrepp MLU (Mark med Lågt Utnyttjande).

Riktvärden för arsenik överskrider inom stora delar av området, vilket innebär att risken för negativa hälsorisker var betydande för detta ämne. Intag av endast några gram jord med mycket höga halter utgör en akut hälsoskadlig dos för ett barn. Av denna anledning har området varit inhägnat vilket minskar risken för allmänheten.

Det konstaterades vidare i en kompletterande undersökning (Kemakta AB 2003b) att sexvärt krom inte fanns i detekterbara halter vilket innebär lägre risk för människors hälsa och miljö från detta ämne i området.

5.1.4.2 MILJÖRISKER

Riktvärden för arsenik som avser skydda marklevande organismer överskrider i jorden inom stora delar av det förorenade området. Inom vissa delar av området förekommer det kala ytor som kan vara en effekt av höga halter av arsenik eller andra föroreningar. Även krom och koppar överskrider platsspecifika riktvärden för miljöeffekter i områdets centrala delar. Bly överskrider de platsspecifika riktvärdena i ett fåtal punkter.

För industrimarksanvändning där lägre krav ställs på hälsorisker och miljörisiker i mark, styr spridningen till ytvatten för flera av ämnena. De recipienter som behövde skyddas var dels bäcken som avvattnar området i väster, dels Rickleån.

I Tabell 8 redovisas platsspecifika riktvärden för naturmark och industrimark baserat på sammanställning av uppgifter från Kemakta AB (2003a). För markmiljö avses 0-1 meter och skydd för marklevande organismer. För spridning avses spridning av föroreningar från grundvatten till ytvatten från hela jordprofilen

Tabell 8. Platsspecifika riktvärden (mg/kg TS).

	Industrimark -markmiljö	Naturmark -markmiljö	Industrimark -spridning	Naturmark -spridning
Arsenik	40	20	60	60
Koppar	200	100	180	180
Krom	250	120	180	180
Zink	700	350	1200	1200
Bly	300	150	240	240

5.1.5 Detaljerade åtgärds mål

För att säkerställa uppställda övergripande mål för området har en fördjupad riskbedömning utförts med framtagande av platsspecifika riktvärden och mätbara åtgärds mål. Riktvärden och åtgärds mål har utarbetats för arsenik i Huvudstudien – steg 2 (Kemakta AB 2003a) samt för metaller under projekteringsfasen (SWECO VIAK AB 2005), se vidare nedan. Efter projekteringen och förfrågningsunderlagets färdigställande, dvs. under anbudstiden, beslutade Naturvårdsverket om ändrade åtgärds mål. En sammanställning av dessa åtgärds mål för området är beskrivna i Tabell 9.

Tabell 9. Föreslagna mätbara åtgärds mål för jordkvalitetsklasser inom Robertsfors f.d. impregneringsanläggning samt generella riktvärden (Naturvårdsverket 1996a). Halterna anges i mg/kg.

Parameter	Föreslagna åtgärds mål framtagna i Huvudstudien ¹⁾ och projekteringsskedet			Nya åtgärds mål beslutade av Naturvårdsverket		Generella riktvärden	
	0-0,5 m	0,5-1 m	>1 m	0-1 m	>1 m	KM	MKM
Arsenik	15 ¹⁾	40 ¹⁾	60 ¹⁾	15	60	15	40
Koppar	100	200	250	100	250	100	200
Krom (tot)	120	200	250	120	250	120	250
Bly	150	250	250	150	250	80	300
Zink	350	700	700	350	700	350	700

Källa: SWECO VIAK AB (2005).

5.1.6 Resultat av sanering

Resultat från all provtagning, såsom klassificering av massor och schaktbottnar, ledningar, reningsanläggning m.m. har fortlöpande förts in i en digital databas liksom resultat från omgivningskontrollen. Efterkontroll sker löpande och redovisas kontinuerligt till tillsynsmyndigheterna. Saneringen omfattade ca 70 000 m² och ca 25 000 kg arsenik har tagits bort från området. De projektspecifika målsättningarna, se avsnitt 5.1.5, uppnåddes genom saneringen.

5.2 Exempelprojekt 2: F.d. industrikvarteret Lyftkranen i Bromma

5.2.1 Allmänt om Ulvsunda industriområde och det förorenade området

Den aktuella fastigheten, f.d. kvarteret Lyftkranen (nuvarande Rostugnen 1) är 14 500 m² och belägen inom Ulvsunda industriområde, i Bromma stadsdel, i västra delen av Stockholm stad. Kvarteret ligger i utkanten av industriområdet och gränsar till Ulvsundasjön samt ett bostadsområde. Ca 1 kilometer norr om området ligger Bromma flygplats, och inflygning till rullbanan sker rakt ovanför området. Enligt Utrednings- och statistikkontoret i Stockholms stad (USK 2006) var folkmängden 31 december 2006 i Ulvsunda industriområde 2 548 varav 1 279 var män och 1 269 kvinnor. Flyttningsnettot, dvs. antalet inflyttningar minus antalet utflyttningar, var -21 personer 2006 och har legat på ungefär samma nivå åtminstone sedan år 2000. Förutom de fast bosatta arbetar närmare 5 000 personer i stadsdelen. De vanligaste yrkeskategorierna för både kvinnor och män som arbetar i stadsdelen är tillverkning och byggnadsindustri, handel och kommunikation samt

finansiell verksamhet. Andelen öppet arbetslösa i Bromma är lägre än för riket som helhet.

I kvarteret Lyftkranen fanns tidigare kemisk industriverksamhet som innebar hantering av tjärprodukter, petroleumprodukter och kopparsulfat. Detta har inneburit att marken, grundvattnet och Ulvsundasjön har påverkats av organiska föroreningar och tungmetaller.

Jordartsgeologin inom f.d. kvarteret Lyftkranen är påverkad av nära hundra års verksamhet, av utfyllning, sprängning, schaktning etc. Generellt kan sägas att marken består av fyllnadsmaterial och lera som överlagrar friktionsjord (morän ställvis) och berg. Mäktigheten av jordlagren varierar inom fastigheten. Inom området finns ytligt grundvatten i fyllningsmaterialet med avrinning mot Ulvsundasjön. Vidare finns en djupare belägen grundvattenströmning i friktionsjorden under leran med en oklar strömningsriktning.

5.2.2 Framtida markanvändning och rekreativvärde

De övergripande åtgärds målen för saneringen av området var (Golder Grundteknik 2000a)

- att det skulle kunna användas till bostäder
- att föroreningar inte skulle begränsa etablering och utveckling av normalt djur och växtliv
- att strandområdet skulle kunna användas av människor utan hälso-risk
- att läckage av föroreningar inte skulle medföra negativa effekter på växt- och djurliv i Ulvsundasjön
- samt att spridning av föroreningar med det djupa grundvattnet skulle begränsas så att dåvarande situation inte förvärrades

Eftersom området i nuläget ligger inom bullermattan från Bromma flygplats finns restriktioner för vad som är tillåtet att använda marken till. Det är därför inte möjligt att bygga bostäder där för närvarande. Inte heller industrier eller kontorsverksamhet har etablerat sig i området men i och med efterbehandlingsprojektet finns idag en stor potential till olika typer av användning. Ytterligare effekter av efterbehandlingen är att det idag håller på att anläggas en strandpromenad och möjligheten att använda Ulvsundasjön för fiske har ökat. Dessutom slipper folk buller och lukter som tidigare kommit från området. Med andra ord finns potential för ökade rekreativmöjligheter.

Det totala antalet boende runt sjön beräknas till ca 60 000 personer som potentiellt kan använda Ulvsundasjön och promenadstråket runt sjön för rekreation. Hur mycket de väljer att utnyttja just detta rekreativsmål är svårt att uppskatta. Troligtvis är det de som bor och arbetar invid västra delen av sjön som mer frekvent har möjlighet att dra nytta av de ökade rekreativmöjligheterna tack vare efterbehandlingen av f.d. kvarteret Lyftkranen. I Ulvsunda industriområde bor och arbetar uppskattningsvis 7500 personer (USK 2006).

5.2.3 Föroreningssituation

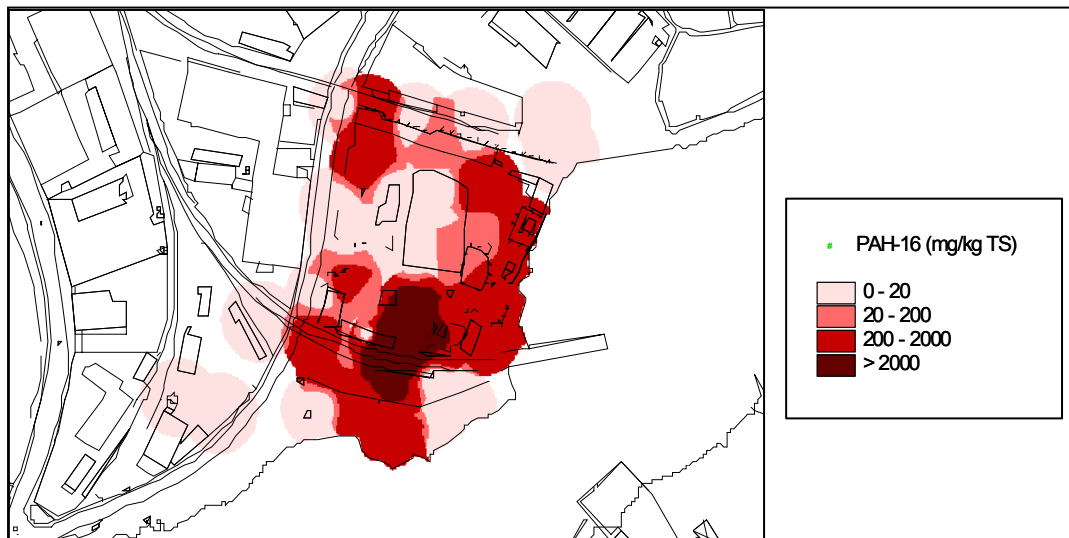
Marken och grundvattnet inom kvarteret Lyftkranen var förorenad av polycykliska aromatiska kolväten (PAH), alifatiska kolväten, BTEX, fenolliknande ämnen samt till en mindre del koppar. Fri fas av stenkoltjära och kreosot fanns ställvis i marken på olika djup. Spridning har skett horisontellt och vertikalt, även under grundvattenytan och ställvis ner i berg. Även bottensediment i Ulvsundasjön närmast fastigheten var påverkade av PAH (Golder Grundteknik 2000a).

PAH är en stor grupp av föreningar, varav många ger hälso- och miljöskadliga effekter. Flera PAH som ingår i de flytande råvaror som hanterats på området är långlivade, bioackumulerande och cancerframkallande. Många PAH-föreningar ansamlas i ryggradslösa organismer i vattenmiljön och anrikas i näringskedjan. I vattenmiljöer binds PAH framför allt till partiklar som sedan transporteras till sediment där de kan bli mycket långlivade. Därför är vattenkosystem nära utsläppskällor mest utsatta.

Medelhalten av cancerogena PAH i marken (aritmetiskt medelvärde) uppmättes till 61 mg/kg (se även beräkningar i Bilaga B). Den södra och östra delen av området var mest förorenat, troligen på grund av att största delen av hanteringen med flytande kemikalier skett där. Generellt är halterna av föroreningar mycket varierade inom området. PAH-halten varierar mellan opåverkat upp till över 2000 mg/kg, se Figur 14 nedan. Det ytliga grundvattnet inom området var allmänt mer eller mindre förorenat av de organiska föroreningar som fanns i jorden. I vattnet återfanns de tjärämnen som varit lösliga i vatten. Bedömningen var att ca 50-100 kg organiska föroreningar tidigare läckte från markområdet till Ulvsundasjön. Även till våtmarksområdet öster om Kv. Lyftkranen skedde viss spridning av fria tjärfaser.

Det djupa grundvattnet i områdets södra och sydöstra delar var förorenade av samma ämnen som det ytliga. I provtagningsbrunnar hade konstaterats en ca 5 cm tjock tjärfas. Det djupa grundvattnet i områdets nordöstra del var i stort sett opåverkat.

Höga halter av PAH (över 200 mg/kg) hade uppmätts i sedimentprover söder och norr om piren. Halterna är så höga att fria olje- och tjärprodukter skulle spridas om sedimenten skulle röras.



Figur 14. Utbredning av PAH inom f.d. kvarteret Lyftkranen innan sanering (från Golder Grundteknik 2000a).

5.2.4 Riskbedömning

5.2.4.1 HÄLSORISKER

En fördjupad hälsoriskbedömning för området gjordes och plats specifika riktvärden beräknades för de aktuella föroreningarna på fastigheten och omgivande strandområden (Golder Grundteknik 2000a), se Tabell 10 nedan. Plats specifika riktvärden för förorenade områden kan betraktas som halt nivåer under vilka negativa effekter inte bedöms uppstå vare sig på kort eller på lång sikt. Termen plats specifik innebär att särskilda hänsyn tas till exponeringsvägar på den aktuella platsen. Styrande exponeringsvägar för hälsoriskerna var inandning av damm (cancerogena PAH), intag av fisk (icke-cancerogena PAH), samt inandning av ånga och hudkontakt (bensen). Den samlade bedömningen var att risker för negativa hälsoeffekter fanns vid framtida känsligare utnyttjande av fastigheten och kringliggande strandområden (bostäder). Det var i första hand de genomgående höga halterna av cancerogena PAH som medförde hälsorisker, samt de ställvis mycket höga halterna av icke-cancerogena PAH och bensen.

5.2.4.2 MILJÖRISKER

En fördjupad miljöriskbedömning gjordes och de miljörisker på och intill fastigheten som bedömdes var (Golder Grundteknik 2000a):

- Risker för markmiljön (landlevande växter och organismer) på fastigheten
- Miljörisker i Ulvsundasjöns strandzon för vattenlevande växter och djur
- Risker för organismer i Ulvsundasjöns bottensediment

- Risker för ökad föroreningspåverkan i det djupa grundvattnet under Ulvsundasjön (under tätande lerlager)

Platsspecifika ekotox-baserade riktvärden togs fram för att bedöma markmiljöriskerna, se Tabell 10. Dimensionerande ämne för markmiljörisken var i första hand icke-cancerogena PAH, där de flesta proverna översteg riktvärdet. Den samlade bedömningen var att risken för marklevande växter och djur inom området var uppenbar.

Tabell 10. De viktigaste beräknade riktvärdena för miljö- och hälsorisker för f.d. kvarteret Lyftkranen (fastigheten Lyftkranen 1 samt angränsande strandområde). Valt riktvärde baseras på den risk som bedöms vara styrande (lägst värde).

	Beräknat för fastigheten Lyftkranen 1				Beräknat för omgivande strandområden			
	Hälsorisk	Markmiljö	Skydd av sjön	Valt riktvärde	Hälsorisk	Markmiljö	Skydd av sjön	Valt riktvärde
PAH-C	2,7	20	- ¹⁾	2,7	2,7	40	- ¹⁾	2,7
PAH-IC	360	20	25 ³⁾	20	415	40	25³⁾	25
Fenoler	2 500	20	- ¹⁾	20	2 600	40	- ¹⁾	40
Bensen	0,14	12	- ¹⁾	0,14	72	24	- ¹⁾	24
Cu	50 000	100	- ²⁾	100	50 000	200	- ²⁾	200

1. Riktvärde endast beräknat för naftalen (PAH-IC). Naftalen bedöms korrelera väl med övriga organiska ämnen i jorden.
2. Riktvärde har ej beräknats då endast låga metallhalter uppmätts i grundvatten. Naturvårdsverkets ekotoxikologiskt baserade värde vid MKM antas skydda närbelägna ytvattendrag.
3. Riktvärdet gäller indirekt för naftalen och endast för massorna som ligger på platsen.

Källa: *Golder Grundteknik (2000a)*

Miljöriskerna i Ulvsundasjön orsakades av läckage och spridning av föroreningar från markområdet. Platsspecifika riktvärden togs fram för skydd av sjön, se Tabell 10. Beräkningar, mätningar och visuella iakttagelser visade att betydande mängder av organiska ämnen läckte ut i Ulvsundasjön, dels via grundvattnet och dels som separata kolvätefaser. Den samlade bedömningen var att negativa effekter på akvatiska organismer i Ulvsundasjöns strandområden inte kunde uteslutas.

Undersökningarna indikerade att bottensedimenten i Ulvsundasjön var starkt påverkade av föroreningar från området, främst av PAH och andra organiska ämnen. Det bedömdes finnas en risk för negativ påverkan av vatten- och bottenlevande organismer i ytvattnet öster om markområdet samt kring piren. De förorenade sedimenten utgjorde även en separat föroreningskälla för påverkan av vattenlevande organismer och sediment på avstånd.

Det djupa grundvattnet är mer eller mindre förorenat av PAH och andra organiska ämnen, bl.a. fria faser av kolväten. Grundvattnet ligger på stort djup och används inte för dricksvattenändamål. Även om marken och det ytliga grundvattnet åtgärdas kommer det djupa grundvattnet att fortsätta förorenas p.g.a. fria kolvätefaser som trängt ner och ansamlats på akviferens botten. Restriktioner för användning av grundvattnet måste sannolikt ställas under flera generationer.

Risken för människor eller att Ulvsundasjön påverkades negativt på kort sikt bedömdes dock som liten.

5.2.5 Detaljerade åtgärds mål

För att uppnå de övergripande målen togs mätbara åtgärds mål fram. Dessa baserade sig på de platsspecifika riktvärdena som omfattade riktvärden avseende på (1) hälsorisk för människor, (2) markmiljörisk, samt (3) risk för spridning av förorening till Ulvsundasjön. Av dessa tre valdes det riktvärde som var lägst som detaljerat åtgärds mål, se Tabell 10.

5.2.6 Resultat av sanering

Golder Associates (2006) redovisar att totalt behandlades 92 405 ton massor från Kv Lyftkranen varav ca 50 000 ton behandlades termiskt och 42 405 ton transporterades till Högbytorps avfallsanläggning i Upplands-Bro. Totalt avlägsnades ca 35 ton PAH och 49 kg kvicksilver med termisk behandling. Utöver detta uppskattas att ca 28 ton PAH transporterats till Högbytorp vilket resulterar i att totalt 63 ton PAH föroreningar omhändertogs i projektet. Utöver detta har en mängd andra organiska ämnen avlägsnats och behandlats termiskt, motsvarande 200 ton kreasot. Därutöver beräknas ca 5 ton PAH ha avlägsnats från bottensedimenten.

I anslutning till saneringen genomfördes omgivningskontroll på lakvatten, rökgasemissioner, luftkvalitet och ljudnivåer. I stort sett klarades de krav som ställdes inför saneringsarbetet.

Enligt uppgift från ansvarig konsult Golder Grundteknik nåddes åtgärds målen i stort för samtliga ämnen där schaktning utfördes.

5.3 Steg 1. Definition av målfunktion

För att kunna definiera målfunktionen, se även kapitel 4.2, för ett specifikt efterbehandlingsprojekt är första steget att med stöd av de huvudkategorier av kostnader och nyttor som presenterades i Tabell 3 samt exemplen i Tabell 5 komma fram till vilka kostnader och nyttor som är aktuella för det specifika projektet. För bekvämlighetens skull upprepas nedan de två tabellerna (Tabell 11 och Tabell 12), som ska ses som en meny på vilka poster som kan vara aktuella för det specifika projektet. För en del projekt kan vissa poster vara lika med noll eller nödvändiga att utesluta på grund av det skulle medföra dubbelräkningar att ta med dem. Resultatet av identifieringen av kostnader och nyttor för Robertsfors respektive Lyftkranen framgår av nästa avsnitt.

Tabell 11. Huvudgrupper av effekter relevanta för en kostnads-nyttoanalys av ett efterbehandlingsalternativ. Effekterna kan uttryckas som riskreduktion alternativt riskökning när de inträffar endast med en viss sannolikhet. (Observera att posterna har renodlats till kostnader förknippade med efterbehandlingsåtgärden i sig och att nyttoposterna B2 och B3 gäller nettoeffekterna av övrig inverkan av efterbehandlingen. Det kan inte uteslutas att B2 och B3 också är negativa.)

Nyttor	Kostnader
B1. Ökat markvärde. (Observera att detta troligen reflekteras helt eller delvis av B2 och B3, varför B1 inte utan vidare kan adderas till B2 och B3.)	C1. Åtgärdskostnader. C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa.
B2. Nettoeffekten (kan ev. vara negativ) på marknadsprissatta varor och tjänster till följd av efterbehandlingen.	C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster.
B3. Nettoeffekten (kan ev. vara negativ) på icke marknadsprissatta varor och tjänster till följd av efterbehandlingen, t.ex. effekter på hälsa och effekter på ekosystemvaror och -tjänster (inklusive t.ex. miljö kvalitet och rekreativsmöjligheter).	

Tabell 12. Exempel på konkreta nyttor och kostnader förknippade med ett efterbehandlingsprojekt.

Nyttor^a	Kostnader^b
<i>B1. Ökat markvärde</i>	<i>C1. Åtgärdskostnader</i>
B1a. Ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker.	C1a. Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder.
B1b. Ökat markvärde på fastigheter i omgivningen till följd av minskade externa effekter.	C1b. Kostnader för upphandling av entreprenader.
	C1c. Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som låses till åtgärden.
	C1d. Kostnader för att genomföra åtgärder, inklusive eventuell transport och deponering av förorenade massor.
<i>B2. Nettoeffekten på marknadsprissatta varor och tjänster</i>	
B2a. Efterbehandlingen ger möjlighet till verksamhet vars varu- eller tjänsteproduktion ger högre vinster än tidigare, t.ex. på grund av:	C1e. Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning.
B2aa. Varan eller tjänsten produceras till en lägre kostnad/med högre kvalitet/med högre avkastning än tidigare.	C1f. Projektrisker, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och anställdas arbetsskador till följd av efterbehandlingen.
B2ab. Färre restriktioner för verksamheten.	
B2ac. Ökat förtroende för verksamheten.	<i>C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa</i>
B2ad. Minskat juridiskt ansvar.	C2a. Ökade hälsorisker till följd av själva åtgärderna på det efterbehandlade området.
B2ae. Bättre arbetsmiljö för anställda.	C2b. Ökade hälsorisker till följd av de transporter till och från området som själva åtgärderna leder till (t.ex. transporter av förorenade massor).
	C2c. Ökade hälsorisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.
<i>B3. Nettoeffekten på icke marknadsprissatta varor och tjänster</i>	
B3a. Minskade hälsorisker	
B3aa. Minskade akuta hälsorisker.	<i>C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster</i>
B3ab. Minskade icke-akuta hälsorisker.	
B3b. Ökad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster.	C3a. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön i det efterbehandlade området.
B3ba. Ökade rekreativsmöjligheter inom det efterbehandlade området.	C3b. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön utanför det efterbehandlade området, t.ex. miljöeffekter av transporter av förorenade massor från området.
B3bb. Ökade rekreativsmöjligheter i omgivningen.	
B3bc. Ökad tillgång på övriga ekosystemvaror och -tjänster.	C3c. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av miljöeffekter vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.

^a Observera att dubbelräkningar måste undvikas vid en summering av de olika nyttoposterna.

^b Observera att dubbelräkningar måste undvikas vid en summering av de olika kostnadsposterna.

5.4 Steg 2: Identifiering av kostnader och nyttor

Detta steg syftar till att så heltäckande som möjligt identifiera alla de positiva och negativa konsekvenser som de två exempelprojekten kan tänkas innebära. Inledningsvis räcker det med att kvalitativt lista kostnaderna och nyttorna som projektet medför. I nästa steg (avsnitt 5.5) illustreras hur kostnaderna och nyttorna kan kvantifieras och monetariseras men detta kommer med stor sannolikhet inte vara genomförbart för alla konsekvenser. I så fall kan en kvalitativ lista med kostnader och nyttor bidra till att inga viktiga konsekvenser faller bort i analysen. Det kan ju åtminstone vara möjligt att säga något om de olika konsekvensernas förväntade tecken, även om vi inte kan sätta kronor och ören på dem.

5.4.1 Resonemang inklusive konkretisering för Robertsfors

För den del av fastigheten som omfattades av efterbehandlingen var markvärdet före efterbehandlingen lika med noll enligt Robertsfors kommun. Av markägaren har vi fått ett kvadratmeterpris på industrimark i området och även för omkringliggande mark och vi antar att detta är representativt för det sanerade området som helhet. Denna markvärdesökning (B1a) bedömer vi vara ett rimligt sätt att uttrycka värdet av de varor och tjänster som ägaren kan få ut av marken (B2).

En annan pluspost i kostnads-nyttoanalysen för Robertsfors är de ökade rekreationsvärden som uppstår då området görs tillgängligt för allmänheten (B3ba, B3bb). Slutligen återfinns på pluskontot det ekonomiska värdet av de minskade hälsoriskerna, även om de är små. Vi demonstrerar det ekonomiska värdet av de minskade hälsoriskerna med hjälp av räkneexemplen i Box 2 och Box 3. De här plusposterna tror vi inte har varit tillräckligt stora för att påverka markvärdet på omgivande mark i någon större grad (B1b).

Man kan tänka sig flera olika typer av hälsorisker men våra räkneexempel är begränsade till följande risker: livstidsrisk med avseende på cancerogena ämnen (icke-akut risk) samt korttidsrisk med avseende på akuttoxiska ämnen (akut risk). Däremot har ingen beräkning gjorts på livstidsrisk med avseende på icke-cancerogena ämnen. Exemplen är ändå rimliga eftersom vi bedömer att livstidsriskerna för cancerogena ämnen och de akuttoxiska riskerna är de som dominerat i Robertsfors.

På kostnadssidan utgörs de huvudsakliga kostnadsposterna av konsultkostnader (C1a, C1b och C1e) och entreprenadkostnader (C1d). Kringeffekter som uppstod i och med själva efterbehandlingsåtgärden hade framför allt att göra med ökad trafik till och från området, speciellt hastigheten på tunga fordon genom samhället. Den ökade trafiken innebär ökade trafikolycksrisker (C2b) och luftföroreningar (C3b). Tabell 13 och Tabell 14 sammanfattar nyttorna och kostnaderna med efterbehandlingen utan att i detta skede sätta kronor och ören på dem. Notera att "X" indikerar att en post bedöms vara av stor betydelse, "(X)" indikerar en post som bedöms vara av mindre betydelse, medan "0" indikerar att en post som bedöms inte ha någon betydelse alls. För fallet Robertsfors finns ingen "0"-post.

Tabell 13. Identifiering av nyttor – Robertsfors.

Nyttor (B)	
B1. Ökat markvärde	
B1a. Ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker.	X
B1b. Ökat markvärde på fastigheter i omgivningen till följd av minskade externa effekter.	(X)
B2. Nettoeffekten på marknadsprissatta varor och tjänster	
B2a. Efterbehandlingen ger möjlighet till verksamhet vars varu- eller tjänsteproduktion ger högre vinster än tidigare, t.ex. på grund av:	
B2aa. Varan eller tjänsten produceras till en lägre kostnad/med högre kvalitet/med högre avkastning än tidigare.	(X)
B2ab. Färre restriktioner för verksamheten.	(X)
B2ac. Ökat förtroende för verksamheten.	(X)
B2ad. Minskat juridiskt ansvar.	(X)
B2ae. Bättre arbetsmiljö för anställda.	(X)
B3. Nettoeffekten på icke marknadsprissatta varor och tjänster	
B3a. Minskade hälsorisker.	
B3aa. Minskade akuta hälsorisker.	X
B3ab. Minskade icke-akuta hälsorisker.	X
B3b. Ökad tillgång på ekosystemvaror- och tjänster.	
B3ba. Ökade rekreativsmöjligheter inom det efterbehandlade området.	X
B3bb. Ökade rekreativsmöjligheter i omgivningen.	X
B3bc. Ökad tillgång på övriga ekosystemvaror- och tjänster.	(X)
<i>Notera att "X" indikerar att en post bedöms vara av stor betydelse. "(X)" indikerar att en post bedöms vara av mindre betydelse. "0" indikerar att en post bedöms vara av ingen betydelse alls. För fallet Robertsfors identifierades ingen "0"-post.</i>	

Tabell 14. Identifiering av kostnader - Robertsfors.

Kostnader (C)	
C1. Åtgärds-kostnader	
C1a. Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder	(X)
C1b. Kostnader för upphandling av entreprenader	(X)
C1c. Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som låses till åtgärden.	(X)
C1d. Kostnader för att genomföra åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering av förorenade massor.	X
C1e. Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning.	(X)
C1f. Projektrisker, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och anställdas arbets-skador till följd av efterbehandlingen.	(X)
C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa	
C2a. Ökade hälsorisker till följd av själva åtgärderna på det efterbehandlade området.	(X)
C2b. Ökade hälsorisker till följd av de transporter till och från området som själva åtgärderna leder till (t.ex. transporter av förorenade massor).	X
C2c. Ökade hälsorisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.	(X)
C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster	
C3a. Minskad tillgång på ekosystemvaror- och tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön i det efterbehandlade området.	(X)
C3b. Minskad tillgång på ekosystemvaror- och tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön utanför det efterbehandlade området, t.ex. miljöeffekter av transporter av förorenade massor från området.	X
C3c. Minskad tillgång på ekosystemvaror- och tjänster till följd av miljöeffekter vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.	(X)
<i>Notera att "X" indikerar att en post bedöms vara av stor betydelse. "(X)" indikerar att en post bedöms vara av mindre betydelse. "0" indikerar att en post bedöms vara av ingen betydelse alls. För fallet Robertsfors identifierades ingen "0"-post.</i>	

5.4.2 Resonemang inklusive konkretisering från Lyftkranen

Fastigheten Lyftkranens värde före efterbehandlingen beräknas ha varit lika med noll kronor eftersom marken inte kunde utnyttjas till någonting. I och med efterbehandlingsåtgärden är det mycket troligt att detta markvärde väsentligt kommer att öka (B1a), vilket illustreras monetärt för olika typer av markanvändning i avsnitt 5.5. Den tyngsta förklaringen till det ökade markvärdet är sannolikt de minskade restriktionerna för vad området kan användas till (B2ab). Precis som i fallet Robertsfors bör det finnas potential för förbättrade rekreativmöjligheter även vid Lyftkranen då området görs tillgängligt för allmänheten (B3ba, B3bb). Ett steg i denna riktning är den gång- och cykelväg som kommunen avser att bygga genom området. Lyftkranen har utgjort en felande länk i det promenadstråk som går runt hela Ulvsundasjön och som förefaller nyttjas flitigt för rekreation. I motsats till Robertsfors, bedömer vi i det här fallet att de här förbättringarna påverkar markvärden för omgivande fastigheter positivt (B1b).

För hälsorisker begränsas analysen till livstidsrisk med avseende på cancerogena ämnen (icke-akut risk), se post B3a i Tabell 15. I kostnads-nytto analysen har vi antagit att cancerogena PAH är dimensionerande eftersom halterna av dessa genomgående är höga. Vad gäller miljöriskerna finns det ingen preciserad information om hur de minskade miljöriskerna påverkar människan, men det kan

antas att en mindre förorenad miljö förhöjer rekreationsvärdena vid Ulvsundasjön för exempelvis fritidsfiskare (B3bb). Det kan också tänkas att människors välbefinnande rent allmänt påverkas positivt av en minskning av riskerna för att växter och andra organismer tar skada av föroreningarna samt att den mängd föroreningar som kan tränga ned till grundvattnet minskar. Dessa nyttor gäller post B3bc, men vi bedömer dock att dessa är förhållandevis små.

Projektets huvudsakliga kostnader utgörs av mark- och schaktentreprenaden, åtgärden ”termisk avdrivning” (C1d) samt konsultkostnader (C1a, C1b och C1e). Kringeffekter som uppstod i samband med själva efterbehandlingsåtgärden hade bland annat att göra med luftutsläpp till följd av den termiska behandlingen samt från ökad trafik till och från området, ökade trafikolycksrisker samt en viss ökning av buller och spridning av obehagliga lukter och damm (C2b, C3a, C3b). Dammbekämpning har genomförts i direkt anslutning till arbetsplatsen.

Tabell 15 och Tabell 16 sammanfattar nyttorna och kostnaderna med efterbehandlingen i projektet Lyftkranen.

Tabell 15. Identifiering av nyttor – Lyftkranen.

Nyttor (B)	
B1. Ökat markvärde	
B1a. Ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker.	X
B1b. Ökat markvärde på fastigheter i omgivningen till följd av minskade externa effekter.	X
B2. Nettoeffekten på marknadsprissatta varor och tjänster	
B2a. Efterbehandlingen ger möjlighet till verksamhet vars varu- eller tjänsteproduktion ger högre vinster än tidigare, t.ex. på grund av:	
B2aa. Varan eller tjänsten produceras till en lägre kostnad/med högre kvalitet/med högre avkastning än tidigare.	(X)
B2ab. Färre restriktioner för verksamheten.	X
B2ac. Ökat förtroende för verksamheten.	(X)
B2ad. Minskat juridiskt ansvar.	(X)
B2ae. Bättre arbetsmiljö för anställda.	(X)
B3. Nettoeffekten på icke marknadsprissatta varor och tjänster	
B3a. Minskade hälsorisker.	
B3aa. Minskade akuta hälsorisker.	(X)
B3ab. Minskade icke-akuta hälsorisker.	X
B3b. Ökad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster.	
B3ba. Ökade rekreationsmöjligheter inom det efterbehandlade området.	X
B3bb. Ökade rekreationsmöjligheter i omgivningen.	X
B3bc. Ökad tillgång på övriga ekosystemvaror och -tjänster.	(X)
Notera att "X" indikerar att en post bedöms vara av stor betydelse. "(X)" indikerar att en post bedöms vara av mindre betydelse. "0" indikerar att en post bedöms vara av ingen betydelse alls. För fallet Lyftkranen identifierades ingen "0"-post.	

Tabell 16. Identifiering av kostnader – Lyftkranen.

Kostnader (C)	
C1. Åtgärds-kostnader	
C1a. Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder	(X)
C1b. Kostnader för upphandling av entreprenader	(X)
C1c. Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som låses till åtgärden.	(X)
C1d. Kostnader för att genomföra åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering av förorenade massor.	X
C1e. Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning.	X
C1f. Projektrisker, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och anställdas arbetsskador till följd av efterbehandlingen.	(X)
C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa	
C2a. Ökade hälsorisker till följd av själva åtgärden på det efterbehandlade området.	(X)
C2b. Ökade hälsorisker till följd av de transporter till och från området som själva åtgärderna leder till (t.ex. transporter av förorenade massor).	X
C2c. Ökade hälsorisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.	(X)
C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster	
C3a. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön i det efterbehandlade området.	X
C3b. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön utanför det efterbehandlade området, t.ex. miljöeffekter av transporter av förorenade massor från området.	X
C3c. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av miljöeffekter vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.	(X)
<i>Notera att "X" indikerar att en post bedöms vara av stor betydelse. "(X)" indikerar att en post bedöms vara av mindre betydelse. "0" indikerar att en post bedöms vara av ingen betydelse alls. För fallet Lyftkranen identifierades ingen "0"-post.</i>	

5.5 Steg 3. Kvantifiering av kostnader och nyttor

I steg 3 ska de konsekvenser som identifierades i steg 2 kvantifieras och helst uttryckas i monetära enheter. Vi exemplifierar detta för de olika konsekvenserna med ett särskilt fokus på nyttsidans markvärden (B1a, B1b), rekreativvärden (B3ba, B3bb) och hälsoriskminskningar (B3aa, B3ab) samt kostnadssidans miljöeffekter (C3a, C3b). Som påpekades i början av kapitlet ska nedanstående beräkningar ses som exempel på tillvägagångssättet som används vid genomförandet av en KNA. En mer fullständig KNA bör innehålla ytterligare kvantifieringar.

Vid det här kvantifieringssteget är det mycket viktigt att inte dubbelräkna. Ett typfall på dubbelräkning är att *både* räkna med markvärdesförändringar (B1) och de varu- och tjänsteförändringar som åstadkommer markvärdesförändringarna (B2 och B3), jfr texten om stock- respektive flödesansatsen i avsnitt 4.3. En grundläggande tumregel kan vara att *inte* ta med posterna i B2 om man väljer att ta med B1a i kalkylen samt att *inte* ta med posterna i B3 om man väljer att ta med B1b i

kalkylen. Vi kommer att markera det här med skuggningar i nedanstående tabeller. Tumregeln får dock inte användas utan eftertanke, eftersom det finns fall då den inte gäller, exempelvis när den juridiska ansvarssituationen ser ut på ett sätt som gör att hälsoeffekter i omgivningen till följd av den förorenade marken inte är en extern effekt, utan något som ägaren till den förorenade marken är skadeståndsskyldig för. En efterbehandling leder i så fall sannolikt till ett ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker (B1a) som även fångar in åtminstone en del av nyttan av minskade hälsorisker (B3a). I ett sådant här fall finns det alltså anledning att antingen justera värdet i B1a eller i B3a för att undvika dubbelräkning.

I fallen Robertsfors och Lyftkranen väljer vi att ta in B1a i kalkylen, men däremot inte B1b. Vi följer vidare ovanstående tumregel och utesluter posterna i B2, men tar däremot med posterna i B3. Vi antar därmed att exempelvis inte heller de ökade rekreativmöjligheterna påverkar markvärdet på fastigheten på vilken efterbehandling har skett, eller åtminstone att denna påverkan är försumbar.

Samtliga kostnader förutom miljökostnaden för ökade transporter återfinns i dokument som tagits fram i samband med efterbehandlingsåtgärderna i Robertsfors och Lyftkranen. För bägge projekten utgjorde konsultkostnader och entreprenadkostnader de tyngsta kostnadsposterna.

Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror- och tjänster, t.ex. miljöeffekterna av transporter av förorenade massor (C3b) exemplifieras genom en beräkning och ekonomisk värdering utifrån SIKAs (2005a) kalkylvärden för koldioxid (CO₂) och kväveoxider (NO_x). Vi bortser därmed från miljöeffekter till följd av andra typer av utsläpp, men dessa bör i möjligaste mån inkluderas i en fullständig KNA. SIKA värderar kostnaden för utsläpp av CO₂ till 1,50 kr/kg och kostnaden för regionala effekter av NO_x utsläpp till 60 kr/kg. För lokala effekter av NO_x är kalkylvärdet 49 kr/kg. Kalkylvärdet för CO₂ baseras på den höjning av koldioxidskatten som krävs för att nå det mål som ställts upp för transportsektorns utsläpp av CO₂, dvs. att utsläppen från sektorn år 2010 inte ska vara högre än motsvarande utsläpp 1990. Värdet 1,50 kr per kg CO₂ beräknades 1999 men sedan dess har utsläppen fortsatt öka vilket motiverar ett högre värde men eftersom ingen annan rekommendation i dagsläget finns tillgänglig utgår vi från det befintliga kalkylvärdet. När det gäller kalkylvärdena för utsläpp av NO_x så har dessa enligt SIKA beräknats utifrån åtgärds-kostnader som kan härledas från politiska beslut, t.ex. beslut om maximala nivåer för vissa utsläpp. Här handlar det alltså om en indirekt värdering via politiska beslut. Sådana värderingar kan ofta vara de enda som är tillgängliga, men det bör observeras att deras giltighet som samhällsekonomiska värden är tveksam (jfr avsnitt 4.3.3).

Bägge exempelprojekten kan bidra till ökade rekreativvärden (B3ba, B3bb) som kan värderas ekonomiskt med hjälp av någon av de värderingsmetoder som presenterades i avsnitt 4.2.3 eller med hjälp av värdeöverföring. Ett exempel är att med hjälp av resekostnadsmetoden ta reda på betalningsviljan för att besöka ett visst område. Detta är möjligt om det finns tillräckligt mycket data om hur mycket pengar och tid som folk lägger ned på att ta sig till området. Moderna tillämpningar av denna metod går ut på att undersöka hur olika egenskaper hos ett

rekreationsområde påverkar efterfrågan på rekreation. Det kan exempelvis röra sig om att vattenkvaliteten i ett strandområde spelar roll för hur många som besöker området. Om kunskap om hur denna påverkan ser ut, och om just vattenkvalitetens påverkan på efterfrågan kan sorteras ut från alla andra faktorer som påverkar efterfrågan (reskostnad, inkomst, serviceutbud, och så vidare), finns det möjligheter att härleda en betalningsvilja för en förbättring av egenskaperna. Resekostnadsmetoden kan även användas för att ekonomiskt värdera tillträdet till ett område, t.ex. en skog.

En annan metod för att värdera miljöförbättringen som efterbehandlingen innebär är scenariovärderingsmetoden (*the contingent valuation method*, "CV-metoden"), vilket också är den värderingsmetod som används mest. Med hjälp av intervjuer eller enkäter beskrivs en förändring i tillgången på en ekosystemtjänst för ett (vanligen) slumpmässigt urval personer. För Robertsfors och Lyftkranen skulle dessa frågor kunna beskriva hur miljön vid respektive område förändras genom efterbehandlingen, och vilka möjligheter efterbehandlingen leder till när det gäller rekreation m.m. Även effekterna av minskade miljörisker kan ingå, om dessa effekter kan beskrivas på ett sätt som är begripligt och relevant för människor. Sedan ställs i typfallet frågor om personernas betalningsvilja för ett förverkligande av förändringen. Ibland tillfrågas personer i stället om sina kompensationskrav.

Eftersom det ofta är mycket kostsamt och tidskrävande att genomföra värderingsstudier kan ett alternativ istället vara att med hjälp av en väl genomtänkt och planerad värdeöverföringsanalys (se avsnitt 4.3.3) försöka säga något om de ökade rekreationsvärdena.

När det gäller monetariseringen av hälsoriskminskningar (B3aa och B3ab) finns det i Sverige en rekommendation att använda 16,2 Mkr (2001 års penningvärde) som värdet av att spara ett statistiskt liv inom vägtrafiksektorn (SIKA 2002). Denna skattning gäller för reduktion av risker som har med trafikolyckor att göra, men som påpekas av SIKA (2005b) värderas sådana riskminskningar troligen på ett annat sätt än riskminskningar som gäller miljörelaterad dödlighet och nämner ett förslag från riskvärderingslitteraturen att dubblera VSL för trafikolyckor för att uppskatta VSL för miljörelaterad dödlighet. En sådan dubbling resulterar i en VSL-skattning på ungefär 30 Mkr. Denna VSL-skattning kan jämföras med den centrala VSL-skattning som USA:s naturvårdsverk rekommenderar. Skattningen anges av Dockins et al. (2004) till USD 6,2 miljoner i 2002 års penningvärde. Givet dagens SEK/USD-växelkurs på ungefär 7 kr motsvarar detta knappt 45 Mkr. Vi utgår från dubblingen av VSL när vi värderar hälsoriskminskningarna på de två exempelområdena.

5.5.1 Kvantifiering och monetarisering Robertsfors

I detta avsnitt kvantifieras och monetariseras så långt det är möjligt de konsekvenser som identifierades i kvalitativa termer i steg 2 för Robertsfors. Vårt tillvägagångssätt för att beräkna kostnaderna och nyttorna beskrevs i inledningen till steg 3. En sammanställning av beloppen ges i Tabell 17 och Tabell 18 nedan var efter det följer en genomgång av hur varje post beräknats.

Tabell 17. Monetarisering av nyttor – Robertsfors (miljoner kr).

Nyttor (B)	
B1. Ökat markvärde	
B1a. Ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker.	1,8 - 2,25
B1b. Ökat markvärde på fastigheter i omgivningen till följd av minskade externa effekter.	
B2. Nettoeffekten på marknadsprissatta varor och tjänster	
B2a. Efterbehandlingen ger möjlighet till verksamhet vars varu- eller tjänsteproduktion ger högre vinster än tidigare, t.ex. på grund av:	
B2aa. Varan eller tjänsten produceras till en lägre kostnad/med högre kvalitet/med högre avkastning än tidigare.	
B2ab. Färre restriktioner för verksamheten.	
B2ac. Ökat förtroende för verksamheten.	
B2ad. Minskat juridiskt ansvar.	
B2ae. Bättre arbetsmiljö för anställda.	
B3. Nettoeffekten på icke marknadsprissatta varor och tjänster	
B3a. Minskade hälsorisker.	
B3aa. Minskade akuta hälsorisker.	0,026
B3ab. Minskade icke-akuta hälsorisker.	0,009 - 0,013
B3b. Ökad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster.	
B3ba. Ökade rekreativmöjligheter inom det efterbehandlade området.	> 0
B3bb. Ökade rekreativmöjligheter i omgivningen.	> 0
B3bc. Ökad tillgång på övriga ekosystemvaror och -tjänster.	i.u.
<i>Notera att en skuggad yta innebär att posten inte ska räknas med eftersom att det skulle leda till dubbelräkning. Om det bara är angivet > 0 innebär detta att posten är positiv men inte uttryckt i kr. Poster som varken har kvantifierats eller monetariserats betecknas med i.u. (ingen uppgift).</i>	

Tabell 18. Monetarisering av kostnader - Robertsfors (miljoner kr).

Kostnader (C)	
C1. Åtgärds-kostnader	
C1a. Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder	*
C1b. Kostnader för upphandling av entreprenader	*
C1c. Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som läses till åtgärden.	*
C1d. Kostnader för att genomföra åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering av förorenade massor.	39,5
C1e. Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning.	*
C1f. Projektrisken, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och anställdas arbetsskador till följd av efterbehandlingen.	*
* C1a + C1b + C1c + C1e + C1f utgör tillsammans 15,6 Mkr men det är oklart hur fördelningen mellan posterna ser ut.	15,6
C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa	
C2a. Ökade hälsorisker till följd av själva åtgärden på det efterbehandlade området.	0,10
C2b. Ökade hälsorisker till följd av de transporter till och från området som själva åtgärderna leder till (t.ex. transporter av förorenade massor).	> 0
C2c. Ökade hälsorisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.	i.u.
C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster	
C3a. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön i det efterbehandlade området.	i.u.
C3b. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön utanför det efterbehandlade området, t.ex. miljöeffekter av transporter av förorenade massor från området.	0,15
C3c. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av miljöeffekter vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.	i.u.
<i>Notera att en skuggad yta innebär att posten inte ska räknas med eftersom att det skulle leda till dubbelräkning. Om det bara är angivet > 0 innebär detta att posten är positiv men inte uttryckt i kr. Poster som varken har kvantifierats eller monetariserats betecknas med i.u. (ingen uppgift).</i>	

5.5.1.1 ÖKADE TRANSPORTER I SAMBAND MED EFTERBEHANDLINGS-ÅTGÄRDEN (C3B)

Det totala antalet lastbilskilometer till och från Robertsfors beräknas ha varit ungefär 93 000. Det går åt 0,4 liter diesel per kilometer, dvs 37 200 liter diesel totalt. De totala utsläppen av CO₂ och NO_x är därmed 93 000 kg respektive 186 kg (baserat på 2,5 kg CO₂/l diesel och 5 g NO_x/l diesel)³. Utifrån dessa utsläppsmängder och SIKAs kalkylvärden (avsnitt 5.5) beräknas miljökostnaden för de

³ Schablonvärdena för dieselförbrukning och utsläpp av CO₂ och NO_x kommer från MKB för Lyftkranen och Gasverkstomten, pärm 2, bilaga E (Golder Grundteknik 2000b).

ökade transporter och utsläppen av koldioxid och kväveoxider. Denna kostnad uppgår enligt våra beräkningar för Robertsfors till

$$1,50 \cdot 93000 + 49 \cdot 186 = 148\,614 \text{ kr}^4,$$

där 1,50 och 49 är kalkylvärdena uttryckta som kr/kg för CO₂ respektive lokala effekter av NO_x. Värdet noteras i Tabell 18 under posten C3b.

5.5.1.2 ÖKADE HÄLSORISKER TILL FÖLJD AV SJÄLVA ÅTGÄRDEN (C2A)

Ett armbrott inträffade på grund av en olycka på området. Skadekostnaden för denna tar vi med i analysen eftersom vi nu genomför den efter att olyckan faktiskt har inträffat. Normalt görs dock en KNA *ex ante*, och i en sådan gäller det istället att beräkna de förväntade skadekostnaderna. Vi använder schablonvärdet 0,1 Mkr för en lindrig skada (se avsnitt 4.6.3). Värdet noteras i Tabell 18 under posten C2a.

5.5.1.3 REKREATIONSVÄRDEN (B3BA, B3BB)

Denna post kvantifieras inte för exempelområdet men i inledningen till steg 3 beskrevs hur man kan gå tillväga för att ekonomiskt värdera förbättrade rekreativvärden. I Tabell 17 markeras existensen av rekreativvärden med > 0 för att denna post inte ska glömmas bort. Förmodligen är dessa värden inte särskilt stora eftersom det finns så pass många alternativa rekreativområden i Robertsfors. Det potentiella antalet personer som kan tänkas dra nytta av det efterbehandlade området beräknade vi tidigare till ca 1200.

5.5.1.4 ÖKADE MARKVÄRDEN (B1A)

Holmen Skog AB som äger den efterbehandlade industrimarken har uppgivit att kvadratmeterpriset på marken är ungefär 20-25 kr per m². Då områdets totala yta är ca 90 000 m² skulle detta innebära att markens totala ekonomiska värde är 1,8-2,25 miljoner kr.

5.5.1.5 MINSKADE HÄLSORISKER (B3AA, B3AB)

I Bilaga B görs en ansats att för Robertsfors och Lyftkranen kvantitativt uppskatta cancer risken för människor som vistas på området. Risknivån i Robertsfors uppskattas enligt Naturvårdsverkets modell för förorenad jord till $4 \cdot 10^{-4}$ (som livstidsrisk på individnivå för cancerogena ämnen), baserat på medelhalten i området. Om istället den övre ensidiga konfidensgränsen UCL₉₅ för medelvärde används beräknas motsvarande risknivå till $6 \cdot 10^{-4}$. Motsvarande riskberäkningar enligt USEPA:s metodik i programvaran SADA (TIEM 2005) återfinns även de i Bilaga B.

Det är viktigt att komma ihåg att för en person som vistas på området är sannolikheten att få cancer under ett givet år betydligt lägre. Dessutom avser denna risknivå en relativt hårt exponerad individ och alltså inte en individ med ”genomsnittlig livsstil”. Sannolikheten för att dö till följd av sjukdomen är naturligtvis lägre än risken för att insjukna i cancer. För lungcancer är sannolikheten att dö ungefär 85

⁴ Ett alternativt sätt att beräkna kostnaden är att utgå från SIKAs kalkylvärde på 60 kr/kg för regionala effekter av NO_x.

procent (Cancerfonden 2006). Exponering för arsenik kan bland annat leda till denna cancerform. I våra beräkningar utgår vi dock från en något lägre sannolikhet, 70 procent, eftersom arsenikexponering även kan leda till andra cancerformer med lägre dödlighet. Vi begränsar vår analys till risken för dödsfall men det är viktigt att komma ihåg att det även finns icke-dödliga risker. Vi bortser alltså ifrån dessa eftersom de påverkar den totala risken i mindre omfattning och dessutom är svårare att kvantifiera, särskilt ekonomiskt.

En riskminskning enligt Naturvårdsverkets modell från $0,7 \cdot 4 \cdot 10^{-4}$ till $0,7 \cdot 1 \cdot 10^{-5}$ innebär att sannolikheten för dödsfall minskar med $2,7 \cdot 10^{-4}$ (baserat på medelkoncentrationen). Motsvarande riskminskning baserat på UCL_{05} är $4,1 \cdot 10^{-4}$. I nedanstående räkneexempel (Box 4-6) utgår vi från dessa skattningar och beräknar den aggregerade nyttan av riskminskningen som i hög grad är beroende av antalet människor som berörs av åtgärden. Vi gör olika antaganden om antalet berörda och studerar vilka effekter detta får för den ekonomiska nyttan av efterbehandlingen. Eftersom de icke akuta hälsoriskerna (B3ab) handlar om livstidsrisker diskonteras nyttorna och nuvärden beräknas. Dessa varierar beroende på valet av kalkylränta samt under hur många år nyttan antas falla ut. De akuta riskerna (B3aa) kvantifieras och värderas ekonomiskt i Box 6 genom ett scenario där ett antal barn kommer in på det förorenade området i Robertsfors och utsätts för risken att arsenikförgiftas. De akuta riskerna bör diskonteras på en kortare tidsperiod eftersom det inte längre handlar om livstidsrisker. En presentation av diskontering med hjälp av nuvärdesmetoden ges i Bilaga D.

Box 4. Räkneexempel icke-akuta hälsorisker (B3ab) i Robertsfors: Långtidsrisker från arsenik

- i) Låt säga att antalet personer som berörs av den minskade sannolikheten för dödsfall på Robertsfors området skulle vara 3590 före och efter åtgärden. Då motsvarar den ursprungliga sannolikheten ca 1 dödsfall och sannolikheten efter åtgärd ca 0,03 dödsfall. Åtgärden leder alltså till att knappt ett statistiskt liv sparas, dvs. nyttan av åtgärden kan skattas till ca 32 Mkr om man använder sig av den dubbling av VSL på 16,2 Mkr som SIKÄ (2005b) rekommenderar för miljörelaterad dödlighet.
- ii) I verkligheten är antalet människor som vistas någonlunda regelbundet på det aktuella området betydligt lägre, och ju färre besökare desto lägre är nyttan av efterbehandlingsåtgärden. Låt säga att det rör sig om 3 personer idag, och att det därmed är dessa 3 personer som skulle beröras av de minskade hälsoriskerna. Visserligen kommer åtgärden sannolikt att leda till att fler personer besöker området, men de antas tidigare ha vistats på områden som inte kännetecknas av de här långtidsriskerna från arsenik och därmed berörs de inte av någon riskminskning.

Då motsvarar sannolikheten före åtgärden enligt Naturvårdsverkets modell beräknat utifrån medelkoncentrationen: $0,7 \cdot 4 \cdot 10^{-4} \cdot 3 \approx 8,4 \cdot 10^{-4}$ dödsfall, och sannolikheten efter åtgärd: $0,7 \cdot 1 \cdot 10^{-5} \cdot 3 \approx 2 \cdot 10^{-5}$ dödsfall. Med andra ord sparas ca $8,2 \cdot 10^{-4}$ statistiska liv. Baserat på UCL_{95} blir motsvarande besparing i termer av statistiska liv ca $1,2 \cdot 10^{-4}$. Om proportionalitet kan antas blir nyttan därmed $32,5 \cdot 10^6 \cdot 8,2 \cdot 10^{-4} \text{ kr} \approx 2,7 \cdot 10^4 \text{ kr}$ eller 27 000 kr baserat på medelkoncentrationen, alternativt $32,5 \cdot 10^6 \cdot 1,2 \cdot 10^{-3} \text{ kr} \approx 4 \cdot 10^4 \text{ kr}$ eller 40 000 kr baserat på UCL_{95} .

Det är i exemplet underförstått att den ekonomiska nyttan utfaller omedelbart, vilket är ett mycket förenklat antagande eftersom vi har att göra med en livstidsrisk. Nyttan av de minskade hälsoriskerna bör alltså fördelas på ett antal år, förslagsvis 70 år eftersom vi har att göra med en livstidsrisk. Då kan nyttan diskonteras och ett nuvärde beräknas av nyttan som vi antar fördelas jämnt under denna tidsperiod. Med Naturvårdsverkets modell som grund ligger det diskonterade nuvärdet i intervallet 9 000-13 000 kr vid en kalkylränta på 4 procent (se Box 5 samt Bilaga D om nuvärdesmetoden). De diskonterade nyttorna noteras i Tabell 17 under B3ab. Det är viktigt att poängtera att osäkerheten är stor gällande vilket tidsperspektiv som är rimligt. Box 5 illustrerar detta genom att på olika lång tid och med olika räntenivåer diskontera nyttan av riskminskningen.

Box 5. Diskontering och beräkning av nuvärden av nyttan med de minskade icke-akuta hälsoriskerna (B3ab) i Robertsfors: Långtidsrisker från arsenik

<i>Diskonteringsränta*</i>	<i>1 generation (70 år)</i>	<i>5 generationer (350 år)</i>	<i>10 generationer (700 år)</i>
4 %	9 000-13 000	2 000-3 000	1 000-1 500
1,4 %	17 000-25 000	5 000-8 000	3 000-4 000
0 %	27 000-40 000	135 000-200 000	270 000-400 000

*4 % rekommenderas av bl.a. Naturvårdsverket och SIKa som kalkylränta i samhälls-ekonomiska analyser medan 1,4 % användes av Stern (2006).

Box 6. Räkneexempel akuta hälsorisker (B3aa) i Robertsfors

På det aktuella området fanns före efterbehandlingen platser med kraftigt förhöjda halter av arsenik. Om ett barn som väger 20 kg äter 5 g av denna jord kan detta leda till dödsfall. Sannolikheten för dödsfall antas vara 0,03 vid ett givet tillfälle då ett barn äter 5 g jord från en slumpvis vald punkt på området, enligt Bilaga B.

I områdets närhet (inom 1 km) bor 190 barn i åldrarna 0-7 år. Det verkar mest sannolikt att det är barn i de äldre åldersgrupperna som kan tänkas komma in på området. Pica-beteende, dvs att äta ovanliga saker såsom exempelvis jord eller kläder, förekommer dock främst bland majoriteten av yngre (0-2 år) barn 1-2 gånger/år. Det bör även noteras att beteendet är betydligt vanligare bland barn med psykisk utvecklingsstörning och autism. Calabrese et al. (1997) uppskattar att 42 % av yngre barn äter >5 gram jord 1-2 dagar per år, dvs. sannolikheten för att ett barn äter > 5 gram jord är ca $2/365 \cdot 0,42$ (om ett barn äter jord 2 dagar per år). Vi gör ett grovt antagande att bland de äldre barnen är sannolikheten för pica-beteende 5 %, dvs. ungefär en tiondel av sannolikheten för att ett litet barn äter jord.

Kostnaden för att täcka över platserna med högst föroreningshalt beräknas vara 270 000 kr*. Följande scenario illustrerar en episod som skulle krävas för att denna kostnad skulle kunna räknas hem ekonomiskt. Pondera att ett antal barn i 5-7 årsåldern tar sig in genom ett trasigt ställe i staketet som omger det förorenade området. Under sex månader förblir hålet oupptäckt och barnen fortsätter leka på området en gång i veckan under denna period, dvs vid 24 tillfällen. Den samlade sannolikheten för ett dödsfall multiplicerat med värdet av ett statistiskt liv, som är 32,5 miljoner kr för miljörelaterad dödlighet, ger det ekonomiska värdet av att minska risken för ett dödsfall:

$$n \cdot 24 \cdot 2/365 \cdot 0,05 \cdot 0,03 \cdot 32\,500\,000 = 270\,000^* \text{ kr}$$

Där n är antalet barn. För att nyttan med övertäckningen ska kunna motiveras från ett samhällsekonomiskt perspektiv krävs det att $n=42$, dvs. att 42 barn under ett halvår leker en gång i veckan på det förorenade området. Det är alltså en orimlig händelse som krävs för att övertäckningen ska löna sig samhällsekonomiskt med avseende på akutrisken enbart. Om nyttan diskonteras på 10 år och en kalkylränta på 4 procent används blir nuvärdet 219 000 kr (se Bilaga E om nuvärdesmetoden). Den på 10 år diskonterade nyttan om istället 5 barn vistas på området enligt ovan blir ca 26 000 kr. Detta belopp noteras i Tabell 17 under B3aa.

* Den totala ytan på det efterbehandlade området är ca 90 000 m² och andelen mark som har en arsenikhalt som överstiger 4 000 mg/kg är $0,03 \cdot 90\,000 \text{ m}^2 = 2\,700 \text{ m}^2$. Det skulle då kosta $100 \cdot 2\,700 = 270\,000 \text{ kr}$ att täcka över just denna andel, förutsatt att man i förväg vet var platserna med dessa höga arsenikhalter finns någonstans.

5.5.2 Alternativ åtgärd Robertsfors – Täckning, hantering av sediment

En alternativ metod till att gräva bort föroreningarna och deponera dessa skulle kunna ha varit att täcka den förorenade jorden med rena massor. En metod bygger på att först täcka/jämna av marken med ett sandlager på ca 20 cm. Över detta lager läggs en tät geoduk. På duken läggs därefter täckmassor, ca 60 cm. Dessa massor bör kunna tas från närområdet.

Denna åtgärd medför att den förorenade marken inte blir åtkomlig för människor. Täckningen bidrar också till en något minskad grundvattentransport genom de förorenade massorna men hejdar inte urlakningen helt av förorenat grundvatten till Syrabäcken och Rickleån. En täckning medför inte heller att markecosystemet ”hämtar sig” i de mest förorenade områdena, dvs. vid en täckning sätts inget högre värde på att det ska finnas marklevande organismer i de förorenade områdena. Grundvattnet har inget särskilt skydd i området.

Då åtgärds målet sattes till 15 mg/kg för att skydda människors hälsa är det rimligt att räkna hela den markyta vars arsenikhalt överstiger 15 mg/kg som i behov av täckning. Detta ger en kostnad på ca 3 110 000 kr (ca 3,1 Mkr).

5.5.3 Kvantifiering och monetarisering Lyftkranen

I detta avsnitt kvantifieras och monetariseras så långt det är möjligt de konsekvenser som identifierades i kvalitativa termer i steg 2 för Lyftkranen (se Tabell 19 och Tabell 20), på samma sätt som det gjordes för Robertsfors ovan. Vårt tillvägagångssätt för att beräkna kostnaderna och nyttorna beskrevs i inledningen till steg 3.

Tabell 19. Monetarisering av nyttor – Lyftkranen (miljoner kr).

Nyttor (B)	
B1. Ökat markvärde	
B1a. Ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker.	50-120
B1b. Ökat markvärde på fastigheter i omgivningen till följd av minskade externa effekter.	
B2. Nettoeffekten på marknadsprissatta varor och tjänster	
B2a. Efterbehandlingen ger möjlighet till verksamhet vars varu- eller tjänsteproduktion ger högre vinster än tidigare, t.ex. på grund av:	
B2aa. Varan eller tjänsten produceras till en lägre kostnad/med högre kvalitet/med högre avkastning än tidigare.	
B2ab. Färre restriktioner för verksamheten.	
B2ac. Ökat förtroende för verksamheten.	
B2ad. Minskat juridiskt ansvar.	
B2ae. Bättre arbetsmiljö för anställda.	
B3. Nettoeffekten på icke marknadsprissatta varor och tjänster	
B3a. Minskade hälsorisker samt akuttoxiska risker.	
B3aa. Minskade akuta hälsorisker.	i.u.
B3ab. Minskade icke-akuta hälsorisker.	0,002
B3b. Ökad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster.	
B3ba. Ökade rekreativmöjligheter inom det efterbehandlade området.	> 0
B3bb. Ökade rekreativmöjligheter i omgivningen.	> 0
B3bc. Ökad tillgång på övriga ekosystemvaror och -tjänster.	> 0
<i>Notera att en skuggad yta innebär att posten inte ska räknas med eftersom att det skulle leda till dubbelräkning. Om det bara är angivet > 0 innebär detta att posten är positiv men inte uttryckt i kr. Poster som varken har kvantifierats eller monetariserats betecknas med i.u. (ingen uppgift).</i>	

Tabell 20. Identifiering av kostnader - Lyftkranen (miljoner kr).

Kostnader (C)	
C1. Åtgärds-kostnader	
C1a. Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder	*
C1b. Kostnader för upphandling av entreprenader	*
C1c. Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som låses till åtgärden.	*
C1d. Kostnader för att genomföra åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering av förorenade massor.	106,5
C1e. Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning.	5,5
C1f. Projektrisker, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och anställdas arbetsskador till följd av efterbehandlingen.	*
* C1a + C1b + C1c + C1f utgör tillsammans 14 Mkr men det är oklart hur fördelningen mellan posterna ser ut.	14
C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa	
C2a. Ökade hälsorisker till följd av själva åtgärden på det efterbehandlade området.	i.u.
C2b. Ökade hälsorisker till följd av de transporter till och från området som själva åtgärderna leder till (t.ex. transporter av förorenade massor).	> 0
C2c. Ökade hälsorisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.	i.u.
C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster	
C3a. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön i det efterbehandlade området.	7,8
C3b. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön utanför det efterbehandlade området, t.ex. miljöeffekter av transporter av förorenade massor från området.	0,07
C3c. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av miljöeffekter vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.	i.u.
<i>Notera att en skuggad yta innebär att posten inte ska räknas med eftersom att det skulle leda till dubbelräkning. Om det bara är angivet > 0 innebär detta att posten är positiv men inte uttryckt i kr. Poster som varken har kvantifierats eller monetariserats betecknas med i.u. (ingen uppgift).</i>	

5.5.3.1 ÖKADE LUFTUTSLÄPP TILL FÖLJD AV DEN TERMISKA BEHANDLINGEN (C3A)

Ca 50 000 ton massor behandlades termiskt på plats på Kv. Lyftkranen. Enligt miljökonsekvensbeskrivningen för efterbehandlingsanläggningen beräknades en sådan behandling ge upphov till utsläpp av 5 100 ton CO₂ och 3 ton NO_x (Golder Grundteknik 2000c). Vi antar att dessa beräknade utsläpp också blev de verkliga. Genom att använda SIKAs (2005a) kalkylvärden beräknas miljökostnaden av dessa utsläpp till $1,50 \cdot 5\,100\,000 + 49 \cdot 3\,000 = 7\,797\,000$ kr, där 1,50 och 49 är kalkylvärdena uttryckta som kr/kg för CO₂ respektive lokala effekter av NO_x. Miljökostnaden läggs in i Tabell 20, post C3a.

5.5.3.2 ÖKADE TRANSPORTER I SAMBAND MED EFTERBEHANDLINGS-ÅTGÄRDEN (C3B)

42 405 ton behandlade massor transporterades från Kv. Lyftkranen till Högbytorps avfallsanläggning i Upplands-Bro. Till skillnad från fallet Robersfors har vi inte uppgift om det totala antalet körda kilometer med lastbil, men eftersom avståndet till Högbytorp är ca 30 kilometer kan det totala transportarbetet uttryckas som 1 272 150 tonkilometer om vi försiktigtvis antar att lastbilarna kan ha använts för något annat syfte efter frakten till Högbytorp. Utsläppskoefficienter uttryckta per tonkm varierar kraftigt beroende på vad som antas för exempelvis bränsle-, fordons- och motortyp. För att få en försiktig skattning använder vi oss av följande utsläppskoefficienter skattade för en av Volvos tunga lastbilar med släp drivna med MK1 dieselbränsle: 0,03 kg CO₂/tonkm respektive 0,000275 kg NO_x/tonkm (Volvo Lastvagnar 2004). De totala utsläppen kan då beräknas till 38 164 kg CO₂ och 350 kg NO_x, vilket med hjälp av SIKAs kalkylvärden resulterar i en miljökostnad på $1,50 \cdot 38\,164 + 49 \cdot 350 = 74\,396$ kr.⁵ Värdet noteras i Tabell 20 under posten C3b.

5.5.3.3 ÖKAD TILLGÅNG PÅ EKOSYSTEMVAROR OCH -TJÄNSTER (B3B)

Denna post kvantifieras inte för exempelområdet men i inledningen till steg 3 beskrevs hur man kan gå till väga för att ekonomiskt värdera denna post. Det är i synnerhet motiverat att förvänta sig ökade rekreativvärden, och i Tabell 19 markeras detta med > 0 för B3ba och B3bb. På grund av de minskade miljöriskerna ges samma markering för B3bc. I fallet Lyftkranen är för övrigt potentialen för ökade rekreativvärden förmodligen betydligt högre än för Robersfors. Detta har att göra med det större antalet personer som bor eller arbetar i området och att det finns färre alternativa rekreativområden. Om antalet personer som bor eller arbetar i direkt närhet av den efterbehandlade tomten är 7 500 personer och vi antar att 34 % av dessa ägnar sig åt promenader åtminstone en gång per vecka (Skogsstyrelsen 2005) så skulle detta innebära att åtminstone ca 2 500 personer är potentiella besökare i område. Med tanke på områdets centrala läge i Stockholm kan dock antalet verkliga besökare bli betydligt större.

⁵ Ett alternativt sätt att beräkna kostnaden är att utgå från SIKAs kalkylvärde på 60 kr/kg för regionala effekter av NO_x.

5.5.3.4 ÖKADE MARKVÄRDEN (B1A, B1B)

För Lyftkranen kan två olika scenarier urskiljas vad gäller den framtida markanvändningen som i sin tur är helt avgörande för markvärdets storlek:

- 1) Bostäder. Om 300 lägenheter skulle byggas på området skulle det ge ett markvärde på uppskattningsvis 120 Mkr
- 2) Industritomt. Om marken kan säljas och användas som kontor eller industritomt skulle det ge ett ungefärligt markvärde på 50 Mkr

Fastighetens värde före efterbehandling beräknas ha varit lika med 0 kr eftersom marken inte kunde utnyttjas till någonting. Ett intervall på 50 – 120 Mkr noteras för denna post i Tabell 19.

5.5.3.5 MINSKADE HÄLSORISKER (B3AB)

I Bilaga B gjordes en ansats att för Robertsfors och Lyftkranen kvantitativt uppskatta cancerrisken för människor som vistas på området. Risknivån vid Lyftkranen uppskattas enligt Naturvårdsverkets modell för förorenad jord till $1 \cdot 10^{-4}$ (som livstidsrisk på individnivå för cancerogena ämnen), baserat på det viktade medelvärdet i området. Det är viktigt att komma ihåg att för en person som vistas på området är sannolikheten att få cancer under ett givet år betydligt lägre. Dessutom avser denna risknivå en relativt hårt exponerad individ och alltså inte en individ med ”genomsnittlig livsstil”. Sannolikheten för att dö till följd av sjukdomen är naturligtvis lägre än risken för att insjukna i cancer. För lungcancer och magsäckscancer görs antagandet att sannolikheten att dö är 70 procent. PAH kan antas leda just till dessa cancerformer, åtminstone på försöksdjur. Precis som var fallet för Robertsfors begränsar vi även här vår analys till risken för dödsfall och bortser från de icke-dödliga riskerna (jfr avsnitt 5.5.1 om minskade hälsorisker i Robertsfors).

En riskminskning på individnivå enligt Naturvårdsverkets modell från $0,7 \cdot 1 \cdot 10^{-4}$ till $0,7 \cdot 1 \cdot 10^{-5}$ innebär att sannolikheten för dödsfall minskar med $6,3 \cdot 10^{-5}$ (baserat på medelkoncentrationen). I räkneexemplet i Box 7 utgår vi från dessa skattningar och beräknar den aggregerade nyttan av riskminskningen som i hög grad är beroende av antalet människor som berörs av åtgärden. Vi gör olika antaganden om antalet berörda och studerar vilka effekter detta får för den ekonomiska nyttan av efterbehandlingen. I fallet Lyftkranen finns det inte några uppenbara akuta hälsorisker som fallet var för Robertsfors.

Box 7. Räkneexempel icke-akuta hälsorisker (B3ab) Lyftkranen: Långtidsrisker från cancerogena PAH

- i) Låt säga att antalet personer som berörs av den minskade sannolikheten för dödsfall vid Lyftkranen skulle vara 14 380 före och efter åtgärden. Då motsvarar den ursprungliga sannolikheten ca 1 dödsfall och sannolikheten efter åtgärd ca 0,1 dödsfall. Åtgärden leder alltså till att 0,9 statistiska liv sparas, dvs. nyttan av åtgärden kan skattas till ca 29 Mkr om man utgår från den dubblning av VSL på 16,2 Mkr som SIKAs (2005b) rekommenderar för miljörelaterad dödlighet.
- ii) I verkligheten är antalet människor som vistas någonlunda regelbundet vid Lyftkranen betydligt mindre, och ju färre besökare desto lägre är nyttan av efterbehandlingsåtgärden. Antag att det rör sig om 3 personer idag, och att det därmed är dessa 3 personer som skulle beröras av de minskade hälsoriskerna. Visserligen kommer åtgärden sannolikt att leda till att fler personer vistas på området, men de antas tidigare ha vistats på områden som inte kännetecknas av de här långtidsriskerna från PAH och därmed berörs de inte av någon riskminskning.

Då motsvarar sannolikheten före åtgärden enligt Naturvårdsverkets modell beräknat utifrån medelkoncentrationen: $0,7 \cdot 1 \cdot 10^{-4} \cdot 3 = 2,1 \cdot 10^{-4}$ dödsfall, och sannolikheten efter åtgärd:

$0,7 \cdot 1 \cdot 10^{-5} \cdot 3 = 2,1 \cdot 10^{-5}$ dödsfall. Med andra ord sparas ca $1,9 \cdot 10^{-4}$ statistiska liv. Om proportionalitet kan antas blir nyttan därmed $32,5 \cdot 10^6 \cdot 1,9 \cdot 10^{-4}$ kr = $6,2 \cdot 10^3$ kr, dvs. 6 200 kr. Detta exempel förutsätter att antalet besökare efter efterbehandlingen är oförändrat, dvs. 3 personer. Om nyttan diskonteras på 70 år med en kalkylränta på 4 procent blir nuvärdet 2 000 kr (se Box 5 för exemplet från Robertsfors samt Bilaga E om nuvärdesmetoden). Den diskonterade nyttan noteras i Tabell 19 under B3ab.

5.5.4 Alternativ åtgärd Lyftkranen – Täckning, inneslutning och hantering av sediment

I tidigare studier antas verksamhet vid Bromma flygplats upphöra någon gång i framtiden vilket är grunden för de åtgärdsåtgärder för Lyftkranen som föreslagits och som innebär att området ska kunna användas för bostadsändamål. I projektet genomfördes ingen åtgärdsutredning, däremot en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) i samband med tillståndsärendet. I denna redogjordes för nollalternativ och några tekniska åtgärdsalternativ för respektive föroreningskälla (jord, ytligt respektive djupt grundvatten och sediment).

I MKB rapporten (Golder Grundteknik 2000b, sid.14) konstateras att ”en rätt utförd täckning eller inkapsling av förorenade massor kan reducera riskerna till en acceptabel nivå till förhållandevis låga kostnader. Åtgärderna är resurssnåla och innebär begränsade olägenheter för närboende och omgivande miljö under själva genomförandet. Även om föroreningarna utgörs av organiska ämnen som bryts ned bedöms markanvändningsrestriktioner krävas under mycket lång tid”.

Övertäckning av sediment övervägs också i rapporten som en enkel och billig lösning. En övertäckning innebär att förorening lämnas kvar och att en viss risk för spridning finns. För att åtgärda grundvatten föreslås olika lösningar, exempelvis områdesrestriktioner som är den billigaste lösningen, inneslutning (alternativt reaktiva barriärer) eller uppumpning av grundvatten från brunnar (*pump and treat*). Innan utredningarna genomfördes av Golder utfördes ett teknik- och utvecklingsprojekt för sanering av Miljöteknikdelegationen, Naturvårdsverket och Stockholms stad med inriktning på termisk behandling av jord (Naturvårdsverket 1999b).

Ett hypotetiskt tekniskt enkelt och jämförelsevis billigt alternativ för Lyftkranen skulle vara att täcka och innesluta det förorenade området. Detta åtgärdsalternativ motsvarar inte de åtgärdsåtgärder som föreslagits i Golders rapport utan motsvarar snarare alternativet att Bromma flygplats finns kvar över överskådlig tid.

En täckning och inneslutning kan göras med olika ambitionsnivåer. Vi antar här att fall 1 motsvarar täckning och inneslutning av de mest förorenade områdena och fall 2 motsvarar en täckning och inneslutning av i stort sett all förorenad jord inom området. Kostnader som redovisas utgör grova s.k. å-priser som används av SWECO i samband med mycket översiktliga kostnadsberäkningar.

I fall 1 medför en täckning (ca 10 000 m²) en kostnad på ca 1 Mkr vid ett å-pris på 100 kr/ m². Motsvarande kostnad i fall 2 (ca 20 000 m²) är ca 2 Mkr.

Täckning av sediment beräknas på motsvarande sätt med ett å-pris på 150 kr/ m². Detta ger en kostnad på 1,5 Mkr vid en yta på ca 10 000 m². Motsvarande kostnad i fall 2 (ca 37 500 m²) är ca 5,6 Mkr.

Två ambitionsnivåer föreslås även vid inneslutning av de mest förorenade sedimenten med hjälp av spåntning (å-pris ca 2 000 kr/ m²). I fall 1 genomförs inneslutningen endast för att hindra det ytliga grundvattnet att transporteras mot Ulvsundasjön. Här antas 200 · 4 meter spånt (medelmåktighet 2 m i fyllnadsjord, spånt slås ner ytterligare 2 meter i lera) vilket medför en kostnad på ca 1,6 Mkr. I fall 2 genomförs inneslutningen för att hindra det ytliga grundvattnet och det

djupa grundvattnet att transporteras vidare. Här antas 200 meter spånt · 7,5 meter (medelmäktighet 7 m i fyllnadsjord och lera innan överkant friktionsjord/berg, spånt slås ner ytterligare 0,5 meter i friktionsjord) vilket medför en kostnad på ca 3 Mkr.

Den totala kostnaden för att täcka mark och sediment samt innesluta föroreningarna kan då summeras till ca 4,1 Mkr för den lägre ambitionsnivån (fall 1) och ca 10,6 Mkr för den högre ambitionsnivån (fall 2).

5.6 Steg 4. Beräkning av resultat

Utifrån kvantifieringen och monetariseringen av kostnader och nyttor i avsnitt 5.5 är det nu dags att summera kostnads-nyttoanalysen. Det är i detta läge bra att komma ihåg att konsekvenserna av efterbehandlingsalternativen har värderats i förhållande till ett nollalternativ med innebörden att inte vidta någon åtgärd alls. I nedanstående tabeller summeras de nyttor och kostnader som har varit möjliga att uttrycka i monetära termer. I tabellerna finns dock även de nyttor och kostnader som enbart har uttryckts kvalitativt. Hänsyn bör tas till dessa när de monetariserade nyttorna och kostnaderna jämförs med varandra. Om de monetariserade nyttorna exempelvis är obetydligt lägre än de monetariserade kostnaderna samtidigt som det finns flera icke-monetariserade nyttor som bedöms vara större än noll kan det vara rimligt att dra slutsatsen att det föreligger samhällsekonomisk lönsamhet. För enkelhetens skull bortser vi här från skillnaden mellan budgetkronor, konsumentkronor och producentkronor men i en fullständig analys ska alla belopp uttryckas i samma kronenhet (se avsnitt 4.2.3).

5.6.1 Resonemang inklusive konkretisering för Robertsfors

Kostnads-nyttoanalysen för Robertsfors (Tabell 21) visar att efterbehandling inte är samhällsekonomiskt lönsamt om åtgärderna innebär att föroreningarna ska grävas bort och deponeras. Om istället den billigaste efterbehandlingsmetoden används, dvs. en täckning av förorenad jord med rena massor, så blir utfallet annorlunda. Då faller kostnaden från drygt 55 Mkr till endast 3,1 Mkr. Om det kan antas att den alternativa åtgärden också leder till ökade markvärden, minskade akuta och icke-akuta hälsorisker samt ökade rekreationsvärden är den totala nyttan endast något lägre än den totala kostnaden. Det bör dock flaggas för den potentiella risken att de boende i området skulle uppleva att området fortfarande är riskabelt att vistas på om inte den mer långtgående efterbehandlingsåtgärden genomförs.

Tabell 21. Totala nyttor och kostnader för Robertsfors (miljoner kronor).

Monetarerade nyttor (B)		Monetarerade kostnader (C)	
B1a	1,8	C1	55,1
B3aa	0,03	C2a	0,10
B3ab	0,01	C3b	0,15
<i>Summa</i>	<i>1,84</i>	<i>Summa</i>	<i>55,35</i>
Nettonytta (B-C): 1,84-55,35 ≈ -54 Mkr			
Icke-monetarerade nyttor (B)		Icke-monetarerade kostnader (C)	
B3ba	>0	C2b	>0
B3bb	>0		

5.6.1.1 DISKONTERING OCH KÄNSLIGHETSANALYS

Av de värden som presenteras i Tabell 21 är nyttorna av hälsoriskerna diskonterade på 70 år (icke-akuta hälsorisker) respektive 10 år (akuta hälsorisker) med en kalkylränta på 4 procent. Kostnaderna behöver inte diskonteras eftersom de inträffar omedelbart. Det kan visserligen förekomma mindre återkommande kostnader för underhåll eller liknande, men dessa har vi bortsett ifrån i beräkningen eftersom de förmodligen är av det mindre slaget.

Om istället icke-diskonterade nyttor används i beräkningen blir resultatet av sammanvägningen av kostnader och nyttor endast marginellt annorlunda. B-C för såväl den faktiskt genomförda åtgärden som den alternativa åtgärden blir då 24 000 kr högre än vid en räntenivå på 4 procent.

En kalkylränta på 4 procent har genomgående använts i analysen eftersom det är denna nivå som rekommenderas av bl.a. Naturvårdsverket och SIKA. Om kalkylräntan istället är 1,4 procent (allt annat lika) skulle nettobeloppet B-C för den faktiskt genomförda åtgärden och den alternativa åtgärden bli 12 000 kr högre. Vad gäller markvärdena ska dessa inte diskonteras eftersom de infaller idag och redan, åtminstone i teorin, kan tolkas som diskonterade nuvärden av framtida nyttor som varu- och tjänsteproduktion på området kommer att ge.

Denna mycket enkla känslighetsanalys, genom tillämpning av olika nivåer på kalkylräntan, visar att det *i det här fallet* inte spelar någon större roll för slutresultatet av kostnads-nyttoanalysen vilken räntenivå som väljs.

5.6.1.2 FÖRDELNINGSPANALYS

Från ett fördelningsperspektiv kan man konstatera att det är skattebetalarna i hela landet som får vara med att betala för efterbehandlingen medan den som dragit störst nytta (även om den inte är särskilt stor) är markägaren. Till viss del får även de boende i Robertsfors nytta av projektet eftersom det ger potential för förbättrade rekreativsmöjligheter.

5.6.2 Resonemang inklusive konkretisering för Lyftkranen

En slutsats av kostnads-nyttoanalysen för Lyftkranens del (Tabell 22) är att slutresultatet till stor del beror på om bostäder kan byggas på området. Det är ovisst

om den totala nyttan i form av markvärdesökningen (120 Mkr) och de ökade rekreationsvärdena är högre än de totala kostnaderna för efterbehandlingsprojektet (134 Mkr). Om det däremot aldrig blir aktuellt att bygga bostäder, på grund av att bullersituationen inte kan förbättras, är det definitivt svårt att räkna hem efterbehandlingsprojektet i ett samhällsekonomiskt perspektiv. Detta eftersom markvärdet för kontors- och industriändamål då endast ökar med ca 50 Mkr.

Om en alternativ, mindre ambitiös och billigare, åtgärd istället tillämpas verkar det finnas goda chanser att projektet blir samhällsekonomiskt lönsamt. En sådan åtgärd kan vara täckning och inneslutning av det förorenade området, och det framgick ovan att en sådan åtgärd skulle kosta ca 4-11 Mkr. Om denna åtgärd gör det möjligt att använda marken som kontors- och industrimark ökar markvärdet 50 Mkr och projektet är sannolikt samhällsekonomiskt lönsamt även om de som vistas i området skulle uppleva att området inte är riktigt lika säkert som vid en mer långtgående efterbehandlingsinsats. Detta illustrerar även att det i vissa fall går att få en tydlig indikation på om samhällsekonomisk lönsamhet råder utan att behöva uttrycka svårkvantifierade miljö- och hälsoeffekter i kronor.

Tabell 22. Totala nyttor och kostnader för Lyftkranen (miljoner kronor).

Monetarerade nyttor (B)		Monetarerade kostnader (C)	
B1a	120	C1	126
B3ab	0,002	C3a	7,8
		C3b	0,07
<i>Summa</i>	<i>120,002</i>	<i>Summa</i>	<i>133,87</i>
Nettonytta (B-C): 120,002-133,87 ≈ -14 Mkr			
Icke-monetarerade nyttor (B)		Icke-monetarerade kostnader (C)	
B3ba	>0	C2b	>0
B3bb	>0		
B3bc	>0		

5.6.2.1 DISKONTERING OCH KÄNSLIGHETSANALYS

Av värdena i Tabell 22 är nyttorna av de icke akuta hälsoriskerna diskonterade på 70 år med en kalkylränta på 4 procent. För fallet Lyftkranen har vi inget exempel på akuta hälsorisker. Kostnaderna för efterbehandlingen behöver inte diskonteras eftersom de inträffar omedelbart. Återigen bortser vi från eventuella återkommande mindre kostnader för underhåll och liknande. Om den icke diskonterade nyttan istället används i beräkningen blir skillnaden ännu mindre än vad som var fallet för Robertsfors. Det är värt att påminna att den på 70 år diskonterade nyttan av de minskade icke-akuta hälsoriskerna i fallet Lyftkranen är mycket liten, endast 2 000 kr (se Box 7). Skulle denna nytta inte diskonteras blir den 6 200 kr vilket gör att B-C för såväl den faktiskt genomförda åtgärden som den alternativa åtgärden då blir 4 200 kr högre än vid en räntenivå på 4 procent.

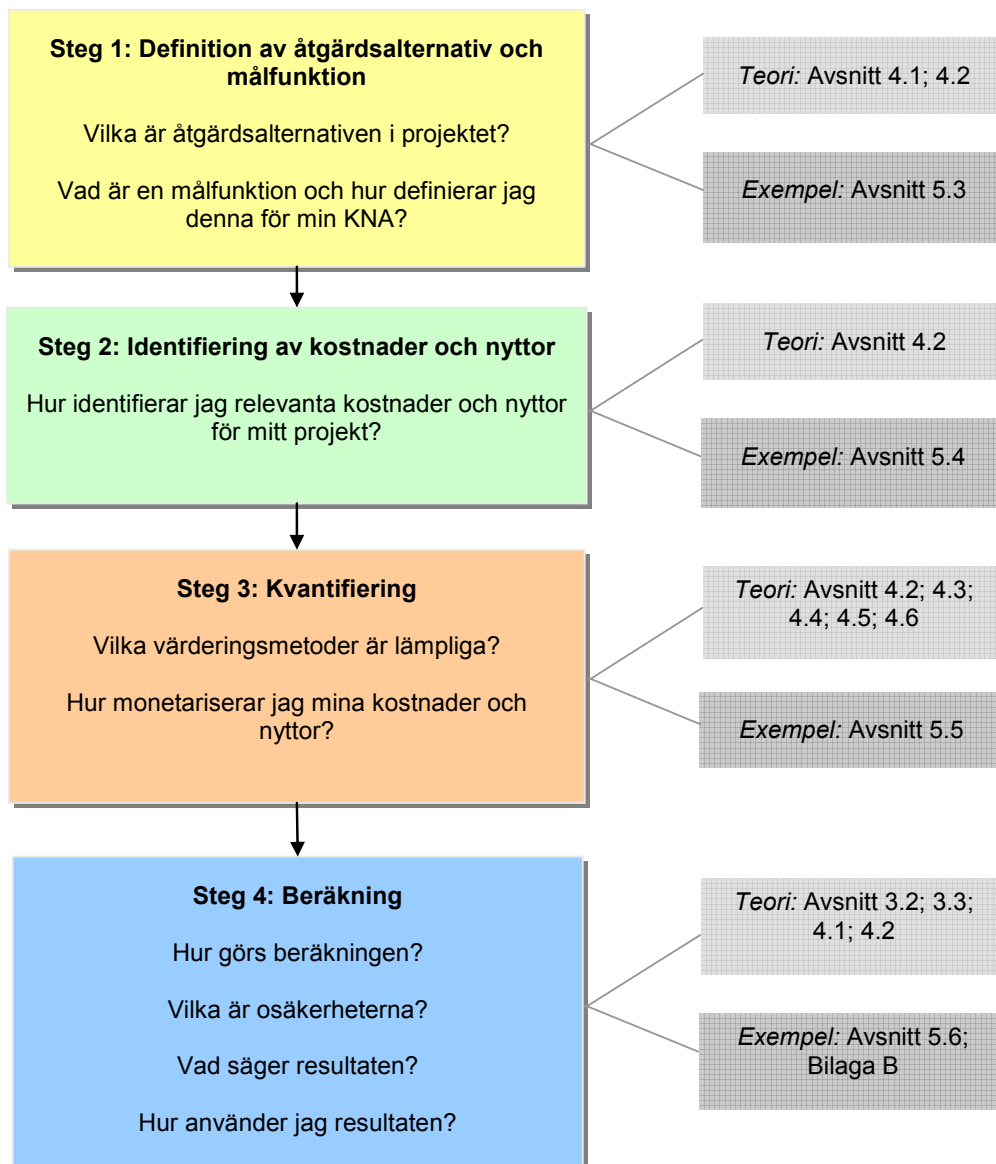
Vid en kalkylränta på 1,4 procent (allt annat lika) skulle nettobeloppet B-C för såväl den faktiskt genomförda åtgärden som den alternativa åtgärden bli 2 000 kr högre än om en räntenivå på 4 procent tillämpas. Effekten av olika räntenivåer på sammanvägningen av kostnader och nyttor är alltså minimal. Precis som i fallet Robertsfors ska inte markvärdena diskonteras eftersom de infaller idag och redan, åtminstone i teorin, kan tolkas som diskonterade nuvärden av framtida nyttor som varu- och tjänsteproduktion på området kommer att ge.

5.6.2.2 FÖRDELNINGSPANALYS

Från ett fördelningsperspektiv kan konstateras att det till största delen är stockholmarna som skattevägen har betalat för efterbehandlingen och att det även är stockholmarna som får nytta av projektet genom att området görs tillgängligt för rekreation m.m.

6 Kortfattad arbetsgång

I detta kapitel ges en kortfattad och stegvis anvisning för genomförande av KNA för efterbehandlingsprojekt. För varje identifierat åtgärdsalternativ bedöms kostnader, nyttor och den samhällsekonomiska lönsamheten enligt KNA-metodens strukturerade arbetssätt. Metodens huvudsakliga steg och hänvisningar till ingående beskrivningar i rapporten visas i Figur 15 nedan.



Figur 15. Kostnads-nyttoanalysens olika steg, kritiska frågeställningar samt hänvisning till teori-avsnitt och exemplifieringar i rapporten.

Steg 1: Definition av målfunktion: Utgå från nedanstående matris för att identifiera de kostnader och nyttor som generellt kan ingå i en KNA för efterbehandlingsprojekt.

Se även avsnitt 4.2 och 5.3.

Nyttor ^a	Kostnader ^b
<p>B1. Ökat markvärde</p> <p>B1a. Ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker.</p> <p>B1b. Ökat markvärde på fastigheter i omgivningen till följd av minskade externa effekter.</p> <p>B2. Nettoeffekten på marknadsprissatta varor och tjänster</p> <p>B2a. Efterbehandlingen ger möjlighet till verksamhet vars varu- eller tjänste-produktion ger högre vinster än tidigare, t.ex. på grund av:</p> <p>B2aa. Varan eller tjänsten kan produceras till en lägre kostnad/med högre kvalitet/med högre avkastning än förut.</p> <p>B2ab. Färre restriktioner för verksamheten har undvikits.</p> <p>B2ac. Ökat förtroende för verksamheten.</p> <p>B2ad. Minskat juridiskt ansvar.</p> <p>B2ae. Bättre arbetsmiljö för anställda inom området.</p> <p>B3. Nettoeffekten på icke marknads-prissatta varor och tjänster</p> <p>B3a. Minskade hälsorisker.</p> <p>B3aa. Minskade akuta hälsorisker.</p> <p>B3ab. Minskade icke-akuta hälsorisker.</p> <p>B3b. Ökad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster.</p> <p>B3ba. Ökade rekreativmöjligheter inom det efterbehandlade området.</p> <p>B3bb. Ökade rekreativmöjligheter i omgivningen.</p> <p>B3bc. Ökad tillgång på övriga ekosystemvaror och -tjänster.</p>	<p>C1. Åtgärds-kostnader</p> <p>C1a. Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder.</p> <p>C1b. Kostnader för upphandling av entreprenader.</p> <p>C1c. Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som låses till åtgärden.</p> <p>C1d. Kostnader för att genomföra åtgärder, inklusive eventuell transport och deponering av förorenade massor (minus ev. intäkter från försäljning av metaller och massor).</p> <p>C1e. Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning.</p> <p>C1f. Projektrisker, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och arbetsskador till följd av efterbehandlingen.</p> <p>C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa</p> <p>C2a. Ökade hälsorisker till följd av själva åtgärderna på det efterbehandlade området.</p> <p>C2b. Ökade hälsorisker till följd av de transporter till och från området som själva åtgärderna leder till (t.ex. transporter av förorenade massor).</p> <p>C2c. Ökade hälsorisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.</p> <p>C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster</p> <p>C3a. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön i det efterbehandlade området.</p> <p>C3b. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön utanför det efterbehandlade området, t.ex. miljöeffekter av transporter av förorenade massor från området.</p> <p>C3c. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av miljöeffekter vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.</p>
<p>^a Observera att dubbelräkningar måste undvikas vid en summering av de olika nyttoposterna.</p>	<p>^b Observera att dubbelräkningar måste undvikas vid en summering av de olika kostnadsposterna.</p>

Steg 2: Identifiering av kostnader och nyttor: Använd nedanstående matriser för att strukturerat gå igenom de nyttoposter som kan förekomma i det specifika projektet. Genomgången görs för varje tänkbart åtgärdsalternativ, inklusive ett nollalternativ. Markera med "X" de poster som kan anses ha stor betydelse, med "(X)" poster som anses ha mindre betydelse och "0" de poster som kan anses ha ingen betydelse eller vara irrelevanta för den specifika åtgärden. Fundera också kritiskt på om det kan finnas ytterligare nyttoposter som kan vara relevanta. Ange också under vilken tidsperiod, dvs. under vilka år (ex. år 1 eller år 1-50, osv.), nyttoposten finns.

Nyttor	Betydelse: "X", "(X)" eller "0"	Tidsperiod (år)
<p><i>B1. Ökat markvärde</i></p> <p>B1a. Ökat markvärde på fastigheten på vilken efterbehandling sker.</p> <p>B1b. Ökat markvärde på fastigheter i omgivningen till följd av minskade externa effekter.</p> <p><i>B2. Nettoeffekten på marknadsprissatta varor och tjänster</i></p> <p>B2a. Efterbehandlingen ger möjlighet till verksamhet vars varu- eller tjänsteproduktion ger högre vinster än tidigare, t.ex. på grund av:</p> <p>B2aa. Varan eller tjänsten kan produceras till en lägre kostnad/med högre kvalitet/med högre avkastning än förut.</p> <p>B2ab. Färre restriktioner för verksamheten har undvikits.</p> <p>B2ac. Ökat förtroende för verksamheten.</p> <p>B2ad. Minskat juridiskt ansvar.</p> <p>B2ae. Bättre arbetsmiljö för anställda inom området.</p> <p><i>B3. Nettoeffekten på icke marknadsprissatta varor och tjänster</i></p> <p>B3a. Minskade hälsorisker.</p> <p>B3aa. Minskade akuta hälsorisker.</p> <p>B3ab. Minskade icke-akuta hälsorisker.</p> <p>B3b. Ökad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster.</p> <p>B3ba. Ökade rekreationsmöjligheter inom det efterbehandlade området.</p> <p>B3bb. Ökade rekreationsmöjligheter i omgivningen.</p> <p>B3bc. Ökad tillgång på övriga ekosystemvaror och -tjänster.</p>		

Använd nedanstående matris för att strukturerat gå igenom de kostnadsposter som kan förekomma i det specifika projektet. Genomgången görs för varje tänkbart åtgärdsalternativ, inklusive ett nollalternativ. Markera med "X" de poster som kan anses ha stor betydelse, med "(X)" poster som anses ha mindre betydelse och "0" de poster som kan anses ha ingen betydelse eller vara irrelevanta för den specifika åtgärden. Fundera också kritiskt på om det kan finnas ytterligare kostnadsposter som kan vara relevanta. Ange också under vilken tidsperiod, dvs. under vilka år (ex. år 1 eller år 1-50, osv.), kostnadsposten finns.

Kostnader	Betydelse: "X", "(X)" eller "0"	Tidsperiod (år)
<p><i>C1. Åtgärdskostnader</i></p> <p>C1a. Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder.</p> <p>C1b. Kostnader för upphandling av entreprenader.</p> <p>C1c. Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som låses till åtgärden.</p> <p>C1d. Kostnader för att genomföra åtgärder, inklusive eventuell transport och deponering av förorenade massor (minus ev. intäkter från försäljning av metaller och massor).</p> <p>C1e. Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning.</p> <p>C1f. Projektrisker, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och arbetsskador till följd av efterbehandlingen.</p>		
<p><i>C2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa</i></p> <p>C2a. Ökade hälsorisker till följd av själva åtgärderna på det efterbehandlade området.</p> <p>C2b. Ökade hälsorisker till följd av de transporter till och från området som själva åtgärderna leder till (t.ex. transporter av förorenade massor).</p> <p>C3c. Ökade hälsorisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.</p>		
<p><i>C3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster</i></p> <p>C3a. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön i det efterbehandlade området.</p> <p>C3b. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av själva åtgärdernas påverkan på miljön utanför det efterbehandlade området, t.ex. miljöeffekter av transporter av förorenade massor från området.</p> <p>C3c. Minskad tillgång på ekosystemvaror och -tjänster till följd av miljöeffekter vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor.</p>		

Definiera därefter tidshorizonten T samt diskonteringsräntan r för projektet.

Rekommendation: För att beakta inverkan på framtida generationer bör tidshorizonten vara lång, i vissa fall diskuteras ett 1000-årsperspektiv för efterbehandling av förorenade områden. Diskutera lämplig tidshorizont för det specifika projektet och komplettera med känslighetsanalyser som studerar hur slutsatserna från kostnads-nyttoanalysen förändras när tidshorizonten varieras.

Rekommendation: Använd den av Naturvårdsverket rekommenderade reala diskonteringsräntan, men komplettera med känslighetsanalyser som studerar om slutsatserna från kostnads-nyttoanalysen förändras när räntenivån varieras.

Beskriv den specifika målfunktionen för respektive åtgärdsalternativ, exempelvis

$$\Phi_{\text{grävsanering}} = (B1a + B3aa + B3ab) - (C1a + C1b + C1c + C1d + C1e + C1f + C2b + C3b)$$

Beskriv målfunktionen för varje år inom den valda tidshorizonten med hänsyn till under vilka år de olika posterna finns.

Se även avsnitt 4.2 och 5.4.

Steg 3: Kvantifiering. Vid kvantifiering av de olika kostnadsposterna finns olika angreppssätt beskrivna, se avsnitt 4.2; 4.3; 4.4; 4.5; 4.6 och exempel i avsnitt 5.5. Kvantifieringen görs enligt följande:

1. Identifiera relevanta typer av riskförändringar med hjälp av följande matris:

Risikförändringskategorier (se Tabell 1)	Nytto- och kostnadsposter (se Tabell 3) inom vilka risikförändringskategorierna hör hemma
Hälsorisker på området: Minskade hälsorisker Ökade hälsorisker	B1, B2 och/eller B3 C2
Hälsorisker utanför området: Minskade hälsorisker Ökade hälsorisker	B1, B2 och/eller B3 C2
Miljörisker i närområdet: Minskade miljörisker Ökade miljörisker	B1, B2 och/eller B3 C3
Miljörisker utanför närområdet: Minskade miljörisker vid åtgärd Ökade miljörisker vid åtgärd	B1, B2 och/eller B3 C3
Projektrisker: Risker för fördröjning Risker för arbetsskador	C1 C1

2. Kvantifiera riskförändringar i miljö- och hälsorisker enligt den stegvisa beskrivningen i avsnitt 3.4 samt Bilaga B.

3. Kvantifiera förändringar i projektrisker.

4. Monetarisera riskförändringar så långt möjligt enligt beskrivning i avsnitt 4.6.

Rekommendationer avseende monetarisering av riskförändringar:

Rekommendation: Använd riskvärdering *ex ante* i första hand och riskvärdering *ex post* i andra hand.

Rekommendation: Den betalningsvilja som framkommer av människors agerande på marknader är relevant att använda i kostnads-nyttoanalys även om den är baserad på en subjektiv risk som kan skilja sig från den objektiva risken.

Rekommendation: Värdet av ett Statistiskt Liv (VSL) är inget konstant värde, utan varierar efter omständigheterna. Sök därför helst i litteraturen efter ett VSL-värde som är skattat för just den typ av riskreduktion som är aktuell eller gör en ny studie som skattar VSL. För en mer grov analys, utgå från ett intervall på 20-60 Mkr för miljörelaterad dödlighet.

Rekommendation: Sök i litteraturen efter värden som är skattade för just den typ av riskreduktion som är aktuell eller gör en ny studie som skattar ett sådant värde.

5. Monetarisera åtgärdens övriga nyttor så långt möjligt *i termer av förändringar i konsument- och producentöverskott* enligt vägledning i avsnitt 4.2, 4.3, 4.4 och 4.5

6. Monetarisera åtgärdernas kostnader *i termer av alternativkostnader* enligt vägledning i avsnitt 4.3, 4.4, 4.5 och 4.6.

Rekommendationer för monetarisering av nyttor och kostnader:

Rekommendation: Det är viktigt att skilja mellan direkta och indirekta effekter av ett efterbehandlingsprojekt. Att ta med indirekta effekter i en kostnads-nyttoanalys måste motiveras noga, eftersom sådana effekter ofta ska lämnas utanför analysen.

Rekommendation: Rensa bort inflationens påverkan på nyttors och kostnaders storlek, dvs. använd fasta priser konsekvent. Om speciella skäl finns för att använda rörliga priser, gör det konsekvent. Ta hänsyn till förekomsten av indirekta skatter och dödviktsförluster genom att räkna om ”producentkronor” respektive ”budgetkronor” till ”konsumentkronor”.

Rekommendation: Använd utgifter för att använda en resurs, exempelvis transporter och maskiner, som skattning av alternativkostnaden så länge som marknaden för resursen bedöms som någorlunda välfungerande och så länge som resursinköpet inte påverkar resursens marknadspris.

Forts.

Rekommendation: En korrekt beräkning av alternativkostnaden för arbetskraft kräver en bedömning av vilka som får arbete till följd av efterbehandlingsprojektet:

- Alternativkostnaden för att anställa arbetskraft som i utgångsläget befinner sig i arbete beräknas som bruttolönen plus sociala avgifter. Samma beräkning gäller för personer som i utgångsläget befinner sig i sökarbetslöshet.
- Alternativkostnaden för att anställa arbetskraft som befinner sig i konjunktur- eller säsongarbetslöshet beräknas som värdet av att förlora icke-önskad fritid, vilket kan antas vara lika med nettolönen minus eventuell a-kasseersättning.

Rekommendation: Använd "flödesansatsen" i första hand vid värdering av markvärdesförändringar på den fastighet som ska efterbehandlas. "Stockansatsen", dvs. att studera markvärdesförändringar, kan användas om datatillgången inte medger "flödesansatsen". Risken för dubbelräkningar är stor vid användande av stockansatsen. Det är därför nödvändigt att noga analysera vilka kostnader och nyttor som fångas in av markvärdesförändringarna. Om föroreningsgraden i utgångsläget är så hög att den inte bedöms vara acceptabel ens för mindre känslig markanvändning (MKM) kan markvärdet i utgångsläget antas vara lika med noll.

Alla kostnads- och nyttoposter kan normalt sett inte kvantifieras fullt ut. Då bör ändå en kvalitativ bedömning av dessa göras för att indikera om de kan förväntas ha en stor ekonomisk betydelse eller inte. På så vis kan denna information sedan vägas in vid tolkningen av slutresultatet.

Steg 4: Beräkning. I det avslutande steget görs en beräkning av målfunktionens värde *för samtliga analyserade åtgärdsalternativ*. De olika kostnads- och nyttoposterna diskonteras över den tidshorisont som bestämts. Beräkningarna kan bli relativt omfattande vilket innebär att de lämpligen görs med datorstöd, exempelvis i kalkylprogram som Excel.

Rekommendation: Gör alltid en känslighetsanalys. Bedöm utifrån känslighetsanalysen hur robust kostnads-nyttanalysens kvalitativa resultat är (om projektet är lönsamt eller inte lönsamt).

Rekommendation: Gör alltid en kompletterande analys av hur kostnader och nyttor fördelar sig på olika aktörer och grupper i samhället.

Resultaten används för att bedöma vilket åtgärdsalternativ som är det samhällsekonomiskt mest fördelaktiga. KNA utgör en viktig del av beslutsunderlaget för val av åtgärd men inte hela underlaget.

7 Metodens tillämplighet

Av exempelprojekten har framgått att det fordras en stor mängd information för att kunna genomföra en kostnads-nyttoanalys. Att ha kunskap om projektens effekter är ett måste. Denna kunskap bör helst vara kvantitativ, men kvalitativ information kan i vissa fall vara tillräcklig. Som rapporten har visat är det svårt att tolka riktvärden för förorenade områden i termer av effekter, men vi har också visat att det finns metoder att kvantifiera riskförändringar, både när det gäller hälso- och miljörisker.

För att kunna göra en fullständig KNA av ett efterbehandlingsprojekt med kvantifieringar av alla kostnads- och nyttoposter är informationsbehovet stort och en sådan analys kan rimligen endast komma i fråga för omfattande projekt. Detta är i och för sig en begränsning hos metoden, men vad som är mer betydelsefullt är troligen att en KNA bygger på en inhämtning av kunskap som i sig är av godo för att kunna bedöma projektet, även om den inte leder till att alla nyttor och kostnader kan kvantifieras. En kvantifiering av delar i ett projekt är dessutom ofta fullt tillräcklig för att kunna dra en slutsats om projektet är samhällsekonomiskt lönsamt eller inte. I exempelprojektet Robertsfors är till exempel de kvantifierade nyttorna så små i förhållande till kostnaderna att det är ytterst osannolikt att en kvantifiering av de okvantifierade nyttorna skulle leda till ett plusresultat för det faktiskt genomförda efterbehandlingsprojektet. För Lyftkranen indikerar dock analysen att saken är mer oklar, åtminstone i det fall då det skulle vara möjligt att bygga bostäder på tomten.

Det var inom ramen för detta projekt inte möjligt att genomföra fullständiga kostnads-nyttoanalyser, men exemplifieringarna ska förhoppningsvis ändå kunna illustrera hur KNA kan genomföras i verkliga projekt. I takt med att fler KNA genomförs kommer erfarenheterna att öka, vilket innebär att värderingar kan göras mera effektivt och med mindre omfattande arbetsinsatser. För båda exempelprojekten konstaterades för övrigt rekreativvärden som är större än noll, men någon närmare kvantifiering fanns inte möjlighet att göra. Vi tolkar det här som ett tecken på att det i framtida KNA kan vara viktigt att kunna kvantifiera rekreativvärden, och att insatser för att öka kunskapen om dessas storlek således bör genomföras.

Som nämndes i kapitel 3 påverkas en KNA alltid av de rådande spelreglerna i samhället. Exempelvis måste en beräkning av arbetskraftskostnader ta hänsyn till under vilka lönevillkor som anställda kan arbeta och vilka arbetsmiljöregler som måste uppfyllas. På så sätt utgör riktvärden som har betydelse för vilken markanvändning som anses acceptabel ur risksynpunkt inte något principiellt problem för en KNA. Men riktvärdena kan ändå förväntas bli problematiska för kostnads-nyttoanalyser av efterbehandlingsprojekt eftersom exempelprojekten tydligt indikerar att markvärdesförändringar kan förväntas vara en stor nyttopost. Även om detta handlar om reella nyttor – en resurs kan nyttjas på ett nytt sätt – är nyttan ändå avhängig ett riktvärde som i sig inte nödvändigtvis är samhällsekonomiskt motiverat. Om riktvärden anger gränser för vad som måste uppnås vid

efterbehandlingen, betyder det att resultaten från kostnads-nyttoanalyserna måste tolkas *givet förekomsten av denna restriktion (dvs. givet det gällande riktvärdet)*.

Att markvärdesförändringarna spelar en så stor roll i exempelprojekten betyder att det vore av stort intresse att närmare utvärdera riktvärdenas rimlighet ur samhälls-ekonomisk synvinkel. Av exempelprojekten kan det konstateras att ur strikt ekonomisk synvinkel så är värdet av de hälsoriskminskningar som åstadkoms mycket små i förhållande till efterbehandlingskostnaderna, även utifrån ett fler-generationsperspektiv. Detta indikerar att riktvärdena antingen är alltför försiktigt satta eller att betydligt mindre kostsamma åtgärder bör användas för att uppfylla dem. Samtidigt ska det betonas att det finns många olika kriterier för på vilken nivå som riktvärden bör sättas och att samhällsekonomiska kriterier endast är ett av dessa.

Beskrivningen av KNA som metod och exemplifieringarna med hjälp av fallstudierna visar att det med dagens kunskapsnivå är möjligt att genomföra användbara kostnads-nyttoanalyser i efterbehandlingsprojekt. KNA är ett väl strukturerat arbetssätt för att väga olika åtgärders för- och nackdelar mot varandra. Att genomföra en KNA enligt beskriven metodik innebär att för- och nackdelar med ett efterbehandlingsprojekt, som bortsetts ifrån i flera tidigare projekt, måste beaktas.

Som beskrevs inledningsvis är den ekonomiska dimensionen en del av en hållbar utveckling. Det betyder att ekonomiska värderingar aldrig kan utgöra hela beslutsunderlaget, men också att den ekonomiska dimensionen inte får glömmas bort. Förhoppningsvis kan den metodik som beskrivs i denna rapport bli användbar som ett hjälpmedel för att *så långt det är praktiskt möjligt värdera och jämföra* efterbehandlingsåtgärders samhällsekonomiska lönsamhet i såväl stora som mindre projekt.

8 Referenser

- Back, P-E., 2003. On Uncertainty and Decision Analysis for Contaminated Land. Publ A 105. Licentiatsavhandling. Geologiska institutionen, Chalmers tekniska högskola.
- Back P-E., 2006. Value of Information Analysis for Site Investigations in Remediation Projects. Doktorsavhandling No. 2551, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Back, P.E., Rosén, L., 2006: On valuation of risk reduction at contaminated sites. VALDOR Conference. Proceedings of VALDOR (VALues in Decisions On Risk), Stockholm, May 14-18, 2006.
- Back, P.E., Rosén, L., Norberg, T., 2007: Value of Information Analysis of Remedial Investigations. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*: Vol. 36, No. 6, pp. 486–493.
- Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., Weimer, D. L., 2001. Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice. Prentice Hall, New Jersey.
- Brouwer, R., 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32, 137-152.
- Brundtlandkommissionen (1987). Report of the World Commission on Environment and Development. United Nations. A/42/427.
- Brännlund, R., Kriström, B., 1998. Miljöekonomi. Studentlitteratur, Lund.
- Calabrese, E J., Stanek, E. J., James, R. C., Roberts, S. M., 1997. Soil Ingestion: A Concern for Acute Toxicity in Children. *Environmental Health Perspectives* 105, 1354-1358.
- Cancerfonden, 2006. Cancerfondsrapporten 2006. Cancerfonden, Stockholm.
- Decisioneering, 2007: Crystal Ball Standard Manual.
- Dickie, M., List, J., 2006. Economic valuation of health for environmental policy: comparing alternative approaches. Introduction and overview. *Environmental and Resource Economics* 34, 339-346.
- Dockins, C., Maguire, K., Simon, N., Sullivan, M., 2004: Value of Statistical Life Analysis and Environmental Policy: A White Paper. U.S. Environmental Protection Agency. National Center for Environmental Economics.
- Eeckhoudt, L. R., Hammitt, J. K., 2004. Does risk aversion increase the value of mortality risk? *Journal of Environmental Economics and Management* 47, 13-29.
- EU, 2000, Vattendirektivet. Direktiv 2000/60/EG.

- Florax, R. J. G. M., Travisi, C. M., Nijkamp, P., 2005. A meta-analysis of the willingness to pay for reductions in pesticide risk exposure. *European Review of Agricultural Economics* 32, 441-467.
- Freeman III, A. M., 2003. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Second Edition. Resources for the Future, Washington, DC.
- Frykblom, P. & Helgeson, A. 2002. Cost-benefitanalys inom miljöområdet: en kartläggning, Rapport 5198, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Golder Associates, 2006. Schaktning och termisk behandling av PAH-förorenade massor på Kv. Lyftkranen: Miljökontroll. Slutversion 2006-09-13. Golder Associates AB, Stockholm.
- Golder Grundteknik KB, 2000a. Rapport – Kompletterande undersökningar och fördjupad miljö- och hälsoriskbedömning av föroreningar i mark, grundvatten och sjösediment inom och invid kv Lyftkranen, Stockholm. 99-0323
- Golder Grundteknik KB, 2000b. Miljökonsekvensbeskrivning: Sanering av Kv. Lyftkranen. Ansökan avseende omhändertagande av förorenad jord och sediment inom och invid kv. Lyftkranen samt förorenad jord på Gasverkstomten. Stockholms stad.
- Golder Grundteknik KB, 2000c. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB): Efterbehandlingsanläggning för förorenad jord. Golder Grundteknik KB, 2000-06-20, rapport i ansökan avseende omhändertagande av förorenad jord och sediment inom och invid kv. Lyftkranen samt förorenad jord på Gasverketstomten. Stockholms stad.
- Hamilton, J. T., Viscusi, W. K., 1999. How Costly is Clean? An Analysis of the Benefits and Costs of Superfund Site Remediations. *Journal of Policy Analysis and Management* 18 (1), 1999, 2-27.
- Hammitt, J., Liu, J-T., 2004. Effects of disease type and latency on the value of mortality risk. *Journal of Risk and Uncertainty* 28, 73-95.
- Hardisty, P.E., Özdemiroglu, E., 2005. The Economics of Groundwater Remediation and Protection. CRC Press.
- Hörnsten, L., Fredman, P., 2000. On the distance to recreational forests in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 51, 1-10.
- Johansson, P-O, 1991. An Introduction to Modern Welfare Economics. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johansson, P-O., 1993. Cost-Benefit Analysis of Environmental Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johansson, P-O., 1995. Evaluating Health Risks: An Economic Approach. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Johansson-Stenman, O., 2006. Mad cows, terrorism and junk food: should public policy reflect subjective or objective risks? Working Papers in Economics No. 194, Department of Economics, Göteborg University.
- Kemakta, 2003a. Huvudstudie – steg 2. F.d. träimpregneringsanläggning, Robertsfors kommun. Kemakta AR 2003-06. Stockholm.
- Kemakta, 2003b. Kompletterande provtagning vid Robertsfors fd impregneringsanläggning, Robertsfors kommun. Kemakta AR 2003-25. Stockholm.
- Kiel, K., 1995. Measuring the Impact of the Discovery and Cleaning of Identified Hazardous Waste Sites on House Values. *Land Economics* 71, 428-435.
- Kiel, K., Zabel, J. 2001. Estimating the Economic Benefits of Cleaning up Superfund Sites: The Case of Woburn, Massachusetts. *Journal of Real Estate Finance and Economics* 22:2/3, 163-184.
- Konjunkturinstitutet, 2004. Värdering av hälsoeffekter från luftföroreningar. Rapport 2004:2, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Lichtenstein, S. Slovic, P., Fischhoff, B., Layman, M., Combs, B., 1978. Judged frequency of lethal events. *Journal of Experimental Psychology: Human Learning and Memory* 4, 551-578.
- Mattsson, B., 1988. Cost-benefit kalkyler. Esselte studium, Göteborg.
- Mattsson, B., 2006. Kostnads-nyttoanalys för nybörjare. Räddningsverket, Karlstad.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Naturvårdsverket, 1996a. Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. Rapport 4638.
- Naturvårdsverket, 1996b. Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Efterbehandling och sanering. Rapport 4639.
- Naturvårdsverket, 1999a. Metodik för inventering av förorenade områden (MIFO). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Vägledning för insamling av underlagsdata. Rapport 4918.
- Naturvårdsverket, 1999b. Lyftkranen – Teknikdemonstration för efterbehandling, ett utvecklingsprojekt för sanering av förorenad jord och sediment, Rapport 5020. Naturvårdsverket Stockholm (även kallad Miljöteknikdelegationens rapport 1999:2).
- Naturvårdsverket, 2003. Konsekvensanalys steg för steg: handledning i samhälls-ekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2005. Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2007a. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-forenaden-omraden/Laget-i-landet---efterbehandling/>. 2007-12-10.

Naturvårdsverket, 2007b: Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. 3:e utgåvan 2007-08-15. Naturvårdsverket. Stockholm.

Norberg, T., Rosén, L., 2006: Calculating the Optimal Number of Contaminant Samples by Means of Data Worth Analysis. *Environmetrics, Vol 17. No. 7 p. 705-719.*

Norrman, J. (2004). On Bayesian Decision Analysis for Evaluating Alternative Actions at Contaminated Sites. Doktorsavhandling No. 2202. Chalmers tekniska högskola. Göteborg.

Pearce, D., Atkinson, G., Mourato, S., 2006. Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Development. OECD, Paris.

Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J., Common, M., 2003. Natural Resource and Environmental Economics. Third Edition. Pearson Education Limited, Harlow, Essex, UK.

Portney, P. R., 1992. Trouble in Happyville. *Journal of Policy Analysis and Management 11, 131-132.*

Postle, M., Fenn, T., Grosso, A., Steeds, J., 1999. Cost-benefit analysis for remediation of land contamination. R & D Technical Report P316, Environment Agency, Bristol, UK.

Ready, R., Navrud, S., Day, B., Dubourg, R., Machado, F., Mourato, S., Spanninks, F., Vazquez Rodriguez, M. X., 2004. Benefit transfers in Europe: how reliable are transfers between countries? *Environmental and Resource Economics 29, 67-82.*

Rosén, L., Eklund, H., 2004. Ekonomisk riskanalys av Brudaremossens avfallsupplag. Utredning för Kretsloppskontoret, Göteborgs stad. SWECO VIAK rapport 2004-03-11. Uppdragsnr 1310523.

Rosén, L., Grahn, L., Brodd, P., 2005. Riskbaserad beslutsanalys - Val av åtgärd för hantering av föroreningar vid Oskarshamns hamn. Rapport nr O-hamn 2004:2. Oskarshamns kommun.

Rosén, L., Söderqvist, T., Soutukorva, Å., Back, P-E., Grahn, L., Eklund, H., 2006. Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5537, Naturvårdsverket, Stockholm.

- Salanié, F., Treich, N., 2005. Regulation in Happyville. Working paper, LERNA-INRA, University of Toulouse.
- Scapecchi, P. (red.), 2006. Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children. ISBN 9264013970, Environment Directorate, OECD, Paris.
- SCB, 2006. Robertsfors Kommunfakta.
- SIKA, 2002. Översyn av samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden på transportområdet, ASEK. SIKA Rapport 2002:4, Statens Institut för Kommunikationsanalys, Stockholm.
- SIKA, 2005a. Kalkylvärden och kalkylmetoder (ASEK): En sammanfattning av Verksgruppens rekommendationer 2005. SIKA PM 2005:16, Statens Institut för Kommunikationsanalys, Stockholm.
- SIKA, 2005b. Effektiva styrmedel för säkrare vägtrafik. SIKA PM 2005:8, Statens Institut för Kommunikationsanalys, Stockholm.
- Skogsstyrelsen, 2005. Allmänhetens syn på och relation till skogen. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- SWECO VIAK AB, 2005. Robertsfors Bruk (13.50 Anmälan enligt förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:889) 28§ avseende marksanering, f.d. Robertsfors kommun. Med teknisk beskrivning och MKB.) SWECO VIAK AB Rapport 2005-01-13
- Stern, N., 2006. The Economics of Climate Change - the Stern Review. Cabinet Office, HM Treasury, Cambridge University press, Cambridge.
- Söderqvist, T., 2006. Diskontering i samhällsekonomiska analyser av klimatåtgärder. Rapport 5618, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Söderqvist, T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. Samverkan för människa och natur: en introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur, Lund.
- TIEM (The Institute for Environmental Modeling, University of Tennessee), 2005: SADA: Spatial Analysis and Decision Assistance (Ver. 4.1).
<http://www.tiem.utk.edu/~sada/>.
- Tversky, A., Kahneman, D., 1992. Advances in prospect theory: cumulative representation of uncertainty. *Journal of Risk and Uncertainty* 5, 297-323.
- Törneman, N., 2007. Sweco Viak AB. Miljöriskbedömningar inom förorenade områden. Muntligt föredrag på konferensen Under Ytan, Bålsta, 2007-10-03.
- USEPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002. Office of Emergency and Remedial Response, Washington D.C.
- US EPA, 2000. Guidelines for Preparing Economic Analyses. EPA 240-R-00-003.

- USEPA, 2006. U.S. Environmental Protection Agency Science Advisory Board Superfund Benefits Analysis Advisory Board, Rapport förberedd för det amerikanska Naturvårdsverket, EPA-SAB-ADV-06-002, Washington DC.
- USK, 2006. Områdesfakta Ulvsunda Industriområde. Utrednings- och statistikkontoret, Stockholm.
- Vassanadumrongdee, S., Matsuoka, S., Shirakawa, H., 2004. Meta-analysis of contingent valuation studies on air pollution-related morbidity risks. *Environmental Economics and Policy Studies* 6, 11-47.
- Viscusi, W. K., 1992. Fatal Tradeoffs: Public and Private Responsibilities for Risk. Oxford University Press, New York.
- Viscusi, W. K., 2000. Risk equity. *Journal of Legal Studies* 29, 843-871.
- Viscusi, W. K., Aldy, J., 2003. The value of statistical life: a critical review of market estimates throughout the world. *Journal of Risk and Uncertainty* 27, 5-76.
- Volvo Lastvagnar, 2004. Emissioner från Volvos lastbilar (Mk1 dieselbränsle). Meddelande, Volvo Lastvagnar AB, Göteborg.
- White, J. W., 1999. Hazards of short-term exposure to arsenic contaminated soil. Office of Environmental Health Assessment Services, Washington State Department of Health.
- Zabel, J., 2002. The Economics of Brownfields – with an Application to Somerville Massachusetts. Konferenspaper, 1st IUAV Conference on Brownfields as Opportunities for Sustainable Development.
- Öberg, T., 2006a: Probabilistisk riskbedömning fas 1- sannolikhetsbaserad uppskattning av miljö- och hälsorisker i förorenade markområden : en litteraturoversikt. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5532, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Öberg, T., 2006b: Probabilistisk riskbedömning fas 2. Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5621, Naturvårdsverket, Stockholm.

Bilaga A. Vilken koncentration ska riskberäkning baseras på?

Inledning

Beräkningar av risknivåer påverkas kraftigt av hur koncentrationen av föroreningen i jorden definieras. Eftersom förorenad jord alltid är heterogen varierar koncentrationen kraftigt mellan olika provpunkter. Ju större heterogenitet, desto viktigare blir valet av den föroreningskoncentration som används vid riskberäkningen.

Vilket koncentrationsvärde som bör användas i riskberäkningen beror på flera faktorer. Några av de viktigaste är följande:

- Vilket synsätt man har på begreppet ”risk”
- Hälsoriskens karaktär samt vilka exponeringsvägar som finns
- Vilken statistisk fördelning mätdata har
- Vilken provtagningsstrategi som använts (sannolikhetsbaserad eller bedömningsbaserad provtagning), hur proverna fördelar sig areellt över området och på djupet samt vilket djup som riskberäkningen ska representera
- Mängden mätdata

Hur dessa faktorer påverkar valet av koncentrationsvärde diskuteras nedan. Därefter diskuteras vilket koncentrationsvärde som bör användas.

Begreppet risk

Risk är ett begrepp som kan definieras på många olika sätt och det saknas en enhetlig standard. Därför bör begreppet alltid definieras när det används. Här används begreppet risk som en sammanvägning av sannolikheten och konsekvensen av en oönskad händelse. Sannolikhet och konsekvens ges samma vikt. I många miljösammanhang brukar konsekvensen ges en högre vikt än sannolikheten, även om det inte alltid uttrycks explicit. Så är dock inte fallet i denna rapport.

Om man har synsättet att det finns en ”objektiv” risknivå på platsen och vårt mål är att försöka beräkna denna nivå så bra som möjligt, då kan medelkoncentrationen ofta vara lämplig som grund för riskberäkningen. Många gånger argumenteras emellertid för ett synsätt som innebär att den ”objektiva” risken inte får underskattas. Med andra ord görs konservativa antaganden vid beräkningarna som en säkerhetsmarginal. Med ett sådant synsätt kan det vara motiverat att riskberäkningen baseras på en högre koncentration än medelkoncentrationen. Problemet med detta synsätt är att konservativa antaganden görs i flera steg så att den beräknade risken tenderar att kraftigt överskatta den ”objektiva” risken.

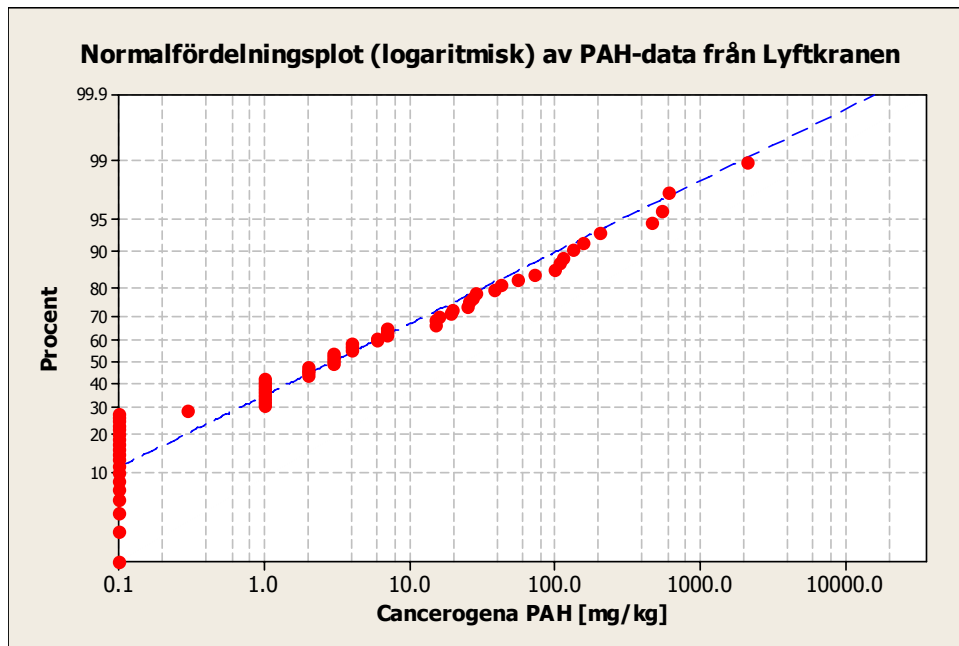
Hälsoriskens karaktär samt exponeringsvägar

I Naturvårdsverkets metodik för beräkning av riktvärden för jord (Naturvårdsverket 1996) delas hälsoriskerna in i tre huvudgrupper: (1) långtidsrisker av cancerogena ämnen, (2) långtidsrisker av icke-cancerogena ämnen samt (3) akuta risker. De två förstnämnda riskerna avser livstidsrisker och i sådana fall är medelkoncentrationen i området ett lämpligt mått att använda i riskberäkningarna (USEPA 1992). Vissa föroreningar, bl.a. arsenik och cyanid, kan vid höga koncentrationer ge upphov till akuta effekter hos den som exponeras. Risker är då kopplade till höga halter i små jordvolym. För exempelvis arsenik kan det räcka med något enstaka gram kraftigt förorenad jord för att akuta effekter ska uppkomma. Kartläggning av ett förorenat område i denna lilla skala är dock realistisk. Även om konsekvensen är stor av att exponeras för en liten volym jord med hög koncentration så är å andra sidan sannolikheten låg att man får i sig jord från just den lilla jordvolymen. Med andra ord kan medelkoncentrationen leda till en underskattning av den akuta risken (koncentrationen blir inte tillräckligt hög) medan de allra högsta halterna kan leda till en överskattning (sannolikheten att man verkligen exponeras beaktas inte tillräckligt).

Exponeringsvägarna måste också beaktas när lämplig koncentration väljs. För sådana exponeringsvägar som kan kopplas till hela områdets jordvolym, t.ex. exponeringsvägarnas intag av grundvatten och intag av fisk, är det rimligt att medelkoncentrationer används i riskberäkningen. För exponeringsvägar som istället kan kopplas till mindre jordvolym, t.ex. intag av jord och intag av grönsaker, är detta inte lika självklart.

Statistisk fördelning av mätdata

Variationen av föroreningskoncentrationer beror på att föroreningen spridits heterogent. Några olika mått på heterogeniteten är varians, standardavvikelse och variationskoefficient (CV). En bättre bild av föroreningens heterogenitet får man genom att plotta mätdata i ett histogram, ett kumulativt histogram eller en normalfördelningsplot. Figur A-1 visar en normalfördelningsplot och en sådan kan vara lämplig för att bedöma om mätdata följer en känd statistisk fördelning, som en normalfördelning eller en lognormalfördelning. Koncentrationerna av föroreningar i jord har nästan alltid en skev fördelning; många prov med förhållandevis låga halter och några få prov med riktigt höga halter. Ofta, men inte alltid, kan fördelningen approximeras som en lognormalfördelning (USEPA 1992).



Figur A-1. Exempel på en normalfördelningsplot av koncentrationsdata. I exemplet (Lyftkranen) är mätdata ungefärligen lognormalfördelade, dvs. logaritmerade mätdata följer en rät linje (blå), förutom de lägsta halterna nära detektionsgränsen.

Den statistiska fördelningen av mätdata kan påverka beräkningen. Om fördelningen är skev kan medelvärdet bli mycket osäkert, trots att antalet mätdata är stort. Orsaken är att enstaka mycket höga koncentrationer kan påverka medelvärdet kraftigt. Det finns metoder för att skatta medelvärde och konfidensgränser för skeva fördelningar som lognormalfördelningar, se Gilbert (1989). En viss försiktighet krävs eftersom bl.a. enstaka extremvärden kan påverka resultatet kraftigt och ge orimliga värden, särskilt beträffande konfidensgränser

Provtagningsstrategi

Det är viktigt att förstå att den statistiska fördelningens utseende påverkas av provtagningsstrategin. Fördelningen blir bara representativ för området/delområdet som ska undersökas om sannolikhetsbaserad provtagning används, se SIS (2005). Om s.k. bedömningsbaserad (riktad) provtagning används blir ofta de höga föroreningshalterna överrepresenterade eftersom det är dessa halter man vanligen letar efter vid undersökningar av förorenade områden. Detta resulterar i s.k. *clustered data*, dvs. att data är ojämnt fördelade och förekommer i grupper i de mest förorenade partierna. Man kan då få en felaktig bild av exempelvis medelkoncentrationen i området om sådana data används utan korrigering. Detta medför att risken kraftigt kan överskattas. Korrigering av data kan utföras genom s.k. *declustering* (Isaacs and Srivastava 1989) varvid enskilda mätvärden viktas på lämpligt sätt. Sådana korrigeringar kan i enkel form utföras i kalkylprogram som Excel eller mer avancerat med speciella programvaror.

Mängden mätdata

Om mängden mätvärden är liten blir naturligtvis beräknade koncentrationer osäkra. Därför kan högre koncentrationsvärden behöva användas för att t.ex. ett osäkert medelvärde inte ska leda till att risken underskatta. Osäkerheten kan beaktas genom att t.ex. övre konfidensgränsen för medelvärdet används (se nedan).

Diskussion

Som nämnts finns det flera olika typer av koncentrationsvärden som kan ligga till grund för riskberäkningarna. Några av de vanligaste är:

- Medelvärdet
- Övre konfidensgränsen för medelvärdet (UCL)
- En viss percentil (kvantil), t.ex. medianvärdet (50-percentilen) eller 95-percentilen
- Maximalt uppmätt koncentration

Lämpligheten för dessa olika koncentrationsvärden ska kort kommenteras.

Medelkoncentrationen kan beräknas på olika sätt beroende på om mätdata antas vara normalfördelade eller lognormalfördelade, se Gilbert (1987). Dessutom kan beräkningen göras på viktade eller oviktade data, beroende på hur man vill hantera mätdata som förekommer i grupper (*clustered data*).

Eftersom medelvärdet alltid har en viss osäkerhet kan det vara befogat att välja den övre konfidensgränsen för medelvärdet som en säkerhet. Ofta väljs den 95-procentiga övre konfidensgränsen, UCL_{95} . Sannolikheten är då liten att den verkliga medelkoncentrationen är högre än den beräknade⁶.

Eftersom medelvärdet ofta är känsligt för mycket höga värden kan man ibland se argument för att medianvärdet är bättre att använda eftersom det är okänsligt för extremvärden. Detta är dock en tveksam slutsats. Visserligen stämmer det att medianvärdet är okänsligt för höga koncentrationer men det är tveksamt om medianhalten speglar medelkoncentrationen. Mycket höga koncentrationer påverkar naturligtvis risknivån men detta kommer inte att slå igenom i riskberäkningen om medianvärdet används. Istället för att välja ett teoretiskt tveksamt mått för att det är stabilt (medianen), bör man välja det teoretiskt riktiga måttet (medelvärdet) men noga studera om det finns några extremvärden som driver upp medelvärdet och eventuellt justera explicit för dessa, t.ex. om det finns särskilda skäl att utesluta dem. I Bilaga B redovisas några verkliga exempel där skillnaden mellan medianvärde och medelvärde är mycket stor.

Om man har perspektivet att den beräknade risken inte får underskattas kan det vara befogat med en säkerhetsmarginal i beräkningarna. Då kan istället en hög percentil, t.ex. 95-percentilen av mätdata användas i beräkningarna. Ibland

⁶ Notera att om UCL_{95} beräknas på traditionellt sätt, dvs med Student's t-fördelning, så kan felet bli avsevärt om data är skevt fördelade. Istället kan andra metoder användas om data är lognormalfördelade. Metoder finns också där inga antaganden om en viss statistisk fördelning krävs, t.ex. olika bootstrap-tekniker, se Singh & Singh (2007).

argumenteras även för att den maximalt uppmätta halten bör användas men detta kan leda till en överskattning av risken, särskilt om antalet prov är stort. Dessutom blir den beräknade risknivån beroende av hur många prov som tas, vilket är principiellt fel (ju fler prov, desto högre blir den högsta uppmätta halten).

Notera att såväl medelvärde, dess övre konfidensgräns samt percentiler påverkas av hur stor volym jord (undersökningsområdets storlek samt begränsningar i djup) som undersöks. Ju större undersökningsområde, desto större andel prov kommer troligen att indikera låga föroreningshalter, förutsatt att inte hela området är förorenat, och därmed påverkas det beräknade koncentrationvärdet. Det är därför viktigt att man tydligt definierar gränserna för det område som den beräknade risken avser. En indelning i delområden som är relativt homogena ur föroreningssynpunkt bör eftersträvas.

Slutsatser

Sammantaget blir slutsatsen att det i många fall är rimligt att använda medelkoncentrationen som grund för riskberäkningen. Om man inte vill riskera att underskatta medelkoncentrationen kan istället den övre konfidensgränsen för medelvärdet, förslagsvis UCL_{95} , användas. Detta rekommenderas även av USEPA (1992) som ger följande argument för att använda en koncentration som bygger på medelvärde:

- Toxikologiska referensvärden etc. baseras på medel exponering under en livstid
- Sett under en längre tidsperiod kommer en person på platsen att utsättas för medelkoncentrationen

Argumenten för att använda ett konservativt värde på medelhalten, som UCL_{95} , kan sammanfattas enligt följande:

- Statistiska konfidensgränser som UCL_{95} är vedertagna i många sammanhang
- Det är omöjligt att känna till den sanna medelkoncentrationen men om UCL_{95} väljs så tar man hänsyn till de osäkerheter som beror på den begränsade mängden mätdata

Rådet att använda medelkoncentrationen eller den övre konfidensgränsen för medelkoncentrationen får inte ses som ett absolut krav; det kan finnas situationer när andra koncentrationvärden är lämpligare att använda.

Referenser

Gilbert RO, 1987. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Nostrand Reinhold, New York.

Isaaks E., Srivastava M., 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press. New York.

Naturvårdsverket, 1996. Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Report 4639. Naturvårdsverket, Stockholm.

Singh A., Singh A.K., 2007. ProUCL Version 4.0 Technical Guide. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

SIS, 2005. Characterization of waste – Sampling of waste materials – Framework for the preparation and application of a Sampling Plan. Svensk Standard SS-EN 14899:2005. Swedish Standards Institute, Stockholm.

USEPA, 1992. Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term. Intermittent Bulletin, volume 1, number 1, Office of Solid Waste and Emergency Response, Hazardous Site Evaluation Division, Washington D.C.

Bilaga B: Riskberäkning för två exempelprojekt

Inledning

För att illustrera metodiken har riskberäkningar utförts för två förorenade platser: fastigheten Edfastmark 7:1 i Robertsfors kommun samt fastigheten Lyftkranen 1 belägen vid Ulvsundasjön ca 1 km söder om Bromma flygplats. I Robertsfors bedrevs träimpregnering mellan 1942 och 1968. Inom Lyftkranen tillverkades produkter baserade på krontaktjära, stenkoltjära, asfalt, nafta, mineralolja och kopparsulfat från 1917 fram till slutet av 1980-talet.

Riskberäkningarna har av praktiska skäl begränsats till de humanrisker och den förorening som bedöms vara styrande för risknivån på respektive plats. För Robertsfors beaktas långtidsrisker av arsenik samt akuta risker av arsenik. Vid Lyftkranen beaktas långtidsrisker av cancerogena PAH. Humanriskberäkningarna för cancerogena effekter har begränsats till de tre mest styrande exponeringsvägarna. Risknivåerna för respektive exponeringsväg har summerats för att få fram den totala risknivån, se USEPA (1989).

Långtidsrisker från icke-cancerogena ämnen har inte beaktats eftersom riskberäkningar endast gjorts för det mest styrande ämnet (cancerogent ämne för båda exemplen). Ett annat angreppssätt krävs för att beräkna sådana risker, se kapitel 3. Miljöriskerna (markekosystem och ytvattensystem) bedöms inte vara styrande i något av de två exemplen och har därför inte beaktats.

Exemplet Robertsfors

Långtidsrisk arsenik: Beräkning av koncentration

Riskberäkningarna för Robertsfors begränsas till arsenik som bedöms vara styrande för risknivån på platsen. Den koncentration som långtidsriskerna för arsenik ska baseras på har beräknats på ett flertal olika sätt för att illustrera variationen i resultat. En begränsning har gjorts till djupnivå 0-1 m eftersom det i första hand är den ytliga jorden som kan utgöra en risk för människor. I Tabell B-1 redovisas olika beräknade värden, med respektive utan viktning (viktningen innebär att då flera mätvärden finns från samma provpunkt har dessa viktats ner så att summan per provpunkt alltid blir 1).

Tabell B-1. Beräknade koncentrationer och risknivåer för Robertsfors, arsenik på nivån 0-1 m under markytan, baserat på 185 mätdata från laboratorieanalyser och 255 mätdata från fältanalyser (XRF). Lågrisknivån som riktvärden baseras på ligger på $1 \cdot 10^{-5}$, dvs. ett extra cancerfall per 100 000 individer exponerade under en livstid.

Typ av koncentrationvärde	Beräknad koncentration [mg/kg]	Beräknad risk-nivå, NV modell [dimensionslös]	Beräknad risk-nivå, USEPA modell [dimensionslös]
Medelvärde, lab-data, viktat	1610	$1 \cdot 10^{-3}$	–
Medelvärde, XRF-data, viktat	231	$2 \cdot 10^{-4}$	–
Medelvärde, lab-data, oviktat	1770	$1 \cdot 10^{-3}$	–
Medelvärde, XRF-data, oviktat	240	$2 \cdot 10^{-4}$	–
Medelvärde, lab-data + XRF-data, oviktat	968	$8 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-4}$
Medelvärde, lab-data + XRF-data, oviktat och extremvärde borttaget	619	$5 \cdot 10^{-4}$	–
Medelvärde från lognormalfördelning (Gilbert 1987) ⁷	523	$4 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$
UCL ₉₅ , t-fördelning ⁷	1710	$1 \cdot 10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-3}$
UCL ₉₅ , Lands metod ⁷ (Gilbert 1987)	752	$6 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-3}$
Medianvärde ⁷	30	$2 \cdot 10^{-5}$	–
95-percentil ⁷	1760	$1 \cdot 10^{-3}$	–
Maximalt uppmätt värde ⁷	132000	$1 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^{-2}$

Långtidsrisk arsenik: Kvantifiering av risknivå

METODIK

Den beräknade risknivån för långtidseffekter från arsenik i Robertsfors baseras på koncentrationerna ovan. Två olika modeller har använts för riskberäkningen enligt kapitel 3. Den ena är Naturvårdsverkets remissversion från 2005 (opublicerad) av beräkningsprogrammet för platsspecifika riktvärden. Programmet har modifierats så att risken beräknas baserat på uppmätt koncentration i jord. Den andra modellen som använts är USEPAs modell som är implementerad i datorprogrammet SADA (TIEM 2005).

Med Naturvårdsverkets modell har de tre mest betydelsefulla exponeringsvägarna beaktats: intag av jord, hudkontakt med jord/damm samt intag av bär och svamp. Ett platsspecifikt scenario har definierats som baseras på Naturvårdsverkets scenario Mark med Lågt Utnyttjande (MLU). Avvikelserna från detta scenario baseras i huvudsak på de riktvärdesberäkningar som Kemakta tidigare

⁷ Beräknat på totala datamängden lab-data + XRF-data, oviktat. För punkter där både lab- och XRF-data finns har endast lab-data använts.

utfört (Kemakta 2003) och sammanfattas i Tabell B-2. Naturvårdsverkets beräkningsprogram har modifierats så att risknivån beräknas baserat på uppmätt koncentration i jord. Risknivån beräknas som summan av riskerna för de tre exponeringsvägarna. Resultatet av riskberäkningen redovisas tillsammans med beräknade koncentrationer i Tabell B-1.

Tabell B-2. Antaganden som ligger till grund för riskberäkningen för Robertsfors, baserat på Naturvårdsverkets modell för beräkning av platsspecifika riktvärden och scenariot Mark med Lågt Utnyttjande (MLU). Tre exponeringsvägar beaktas: intag av jord, hudkontakt samt intag av bär och svamp.

Parameter	MLU enligt Naturvårdsverket	Scenario Robertsfors
Intag av jord, exponeringstid [dagar/år]	20	60
Hudkontakt, exponeringstid [dagar/år]	20	30
Riktvärde för effekter i markmiljön [mg/kg]	40	20
Justering för hög bakgrundshalt	ja	nej
Kd-värde för arsenik	100	500

Med USEPAs modell beaktas två exponeringsvägar: intag av jord samt hudkontakt med jord/damm. Det scenario som mest liknar förhållandena vid Robertsfors kallas i modellen ”*Recreational*”. I detta scenario ingår inte intag av bär och svamp, ej heller grönsaker. Riskberäkningen har utförts med olika antaganden om koncentrationer och statistiska fördelningar, se Tabell B-2.

RESULTAT

Som framgår av Tabell B-1 varierar den beräknade risknivån kraftigt beroende på vilken koncentration som ligger till grund för beräkningen. Den statistiska fördelningen är extremt skev och data är någorlunda lognormalfördelade, därför bör medelkoncentrationen beräknas med en metod som tar hänsyn till detta. Med Naturvårdsverkets modell ger detta en risknivå på $4 \cdot 10^{-4}$ och om UCL_{95} används blir risknivån $6 \cdot 10^{-4}$ (Lands metod). Motsvarande värden blir med USEPAs modell $2 \cdot 10^{-4}$ respektive $2 \cdot 10^{-3}$. Eftersom intag av bär och svamp inte ingår i USEPAs modell är dock resultaten inte direkt jämförbara. I Naturvårdsverkets modell har intag av bär och svamp en viss betydelse men exponeringsvägen är inte dominerande. Därför kan en jämförelse mellan modellresultaten ändå vara relevant.

Hur stor riskreduktionen blir av en efterbehandlingsåtgärd beror på halterna i jord efter åtgärd. Om risknivån beräknas till $4 \cdot 10^{-4}$ och halterna efter åtgärd motsvarar lågrisknivån $1 \cdot 10^{-5}$ blir riskminskningen $4 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-5} = 3,9 \cdot 10^{-4} \approx 4 \cdot 10^{-4}$.

Akutrisk: Kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde

Arsenik är ett ämne som i höga koncentrationer kan leda till akuttoxiska effekter. Eftersom det finns höga föroreningshalter i ytjorden på området så finns det en risk för sådana akuta effekter. Akutrisken kan uttryckas som sannolikheten att överskrida referensvärdet för akuttoxicitet vid ett enstaka intag av jord från en slumpmässigt vald punkt på området. Beräkningen görs i två steg: Först beräknas referensvärdet och i nästa steg beräknas sannolikheten.

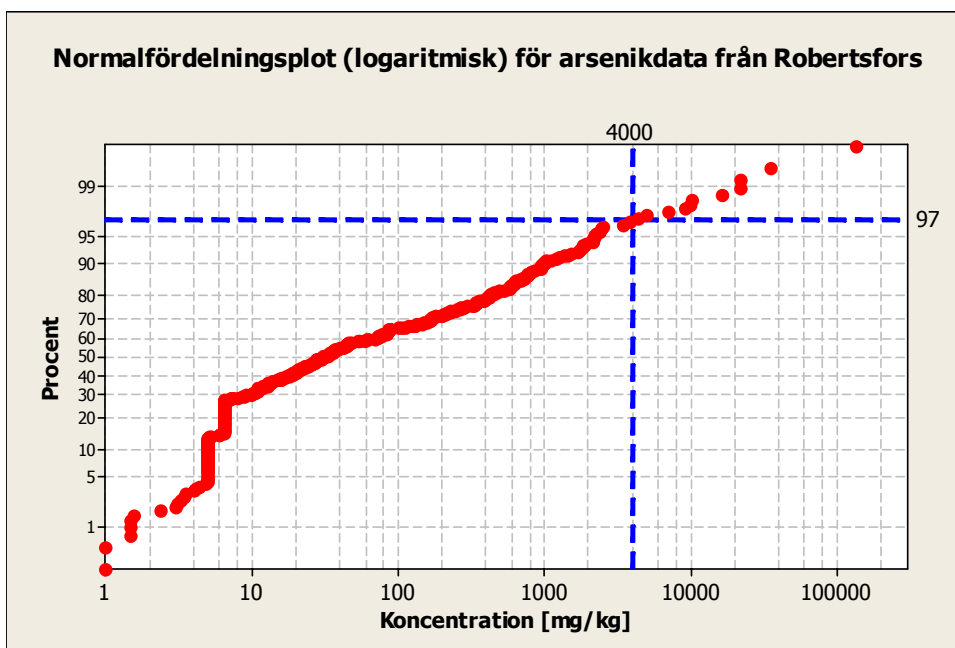
Enligt kapitel 3 kan referenskoncentrationen C_{AE} för akuta effekter som leder till döden uttryckas som:

$$C_{AE} = \frac{ARV \cdot m_{barn}}{m_{intag}}$$

Enligt White (1999) kan akuttoxiciteten ARV sättas till 1 mg/kg kroppsvikt för dödliga effekter av jordintag. Barnets vikt m_{barn} sätts i detta exempel till 20 kg (de allra yngsta barnen antas inte kunna ta sig in på området) och jordintaget vid enstaka tillfällen antas vara 5 gram, se Naturvårdsverket (1996). Referenskoncentrationen blir då:

$$C_{AE} = \frac{1 \cdot 20}{5 \cdot 10^{-3}} \text{ mg/kg} = 4\,000 \text{ mg/kg}$$

Sannolikheten att halten i den intagna jorden överskrider detta referensvärde kan uppskattas med hjälp av en normalfördelningsplot av uppmätta arsenikhalter. Ett sådant diagram redovisas i Figur B-1. Från diagrammet kan utläsas att sannolikheten att överskrida 4 000 mg/kg är 0,03. Detta värde kan användas som sannolikheten att ett barn dör när det äter 5 g jord från en slumpvis vald punkt på området.



Figur B-1. Normalfördelningsplot för arsenikdata från Robertsfors. Figuren visar att 97 % av alla data är lägre än 4000 mg/kg, dvs. sannolikheten att ett slumpvist valt prov ska överskrida 4000 mg/kg är 0,03.

Notera att Figur B-1 rent formellt ger en rättvisande sannolikhet förutsatt att (1) proverna tagits slumpmässigt och (2) jordintagets storlek är detsamma som provernas storlek. I detta exempel antar vi att dessa villkor i stort sett uppfylls så att Figur B-1 ger en god approximation.

Exemplet Lyftkranen

Långtidsrisk cancerogena PAH: Beräkning av koncentration

Riskberäkningarna för Lyftkranen begränsas till ämnesgruppen cancerogena PAH och risker för människor. Den koncentration som riskberäkningen ska baseras på har beräknats på ett flertal olika sätt för att illustrera variationen i resultat. En begränsning har gjorts till djupnivå 0-2 m eftersom det i första hand är den ytliga jorden som kan utgöra en risk för människor. I Tabell B-3 redovisas olika beräknade värden, med respektive utan viktning (viktningen innebär att då flera mätvärden finns från samma provpunkt har dessa viktats ner så att summavikten per provpunkt alltid blir 1).

Tabell B-3. Beräknade koncentrationer och risknivåer för Lyftkranen, cancerogena PAH på nivån 0-2 m under markytan, baserat på 68 mätdata från 38 provpunkter. Lågrisknivån som riktvärden baseras på ligger på $1 \cdot 10^{-5}$, dvs ett extra cancerfall under en livstid per 100 000 individer exponerade under en livstid. Samtliga medelvärden avser aritmetiska medelvärden.

Typ av koncentrationsvärde	Beräknad koncentration [mg/kg]	Beräknad risknivå [dimensionslös]
Medelvärde, viktat	87	$1 \cdot 10^{-4}$
Medelvärde, oviktat och extremvärde borttaget	43	$5 \cdot 10^{-5}$
Medelvärde, oviktat	74	$9 \cdot 10^{-5}$
Medelvärde från lognormalfördelning (Gilbert 1987)	111	$1 \cdot 10^{-4}$
UCL ₉₅ , t-fördelning	141	$2 \cdot 10^{-4}$
UCL ₉₅ , Lands metod (Gilbert 1987)	648	$8 \cdot 10^{-4}$
Medianvärde	3,0	$3 \cdot 10^{-6}$
95-percentil	287	$3 \cdot 10^{-4}$
Maximalt uppmätt värde	2120	$2 \cdot 10^{-3}$

De olika typerna av koncentrationsvärden beskrivs i Bilaga A (där visas även en normalfördelningsplott av data från Lyftkranen). Som framgår av Tabell B-3 är det mycket stor skillnad mellan de olika värdena. Det innebär att den beräknade risken påverkas kraftigt av vilka antaganden som görs och vilken metodik som väljs. I detta exempel är det rimligt att använda det viktade aritmetiska medelvärdet som grund för långtidsrisken, dvs. 87 mg/kg.

Långtidsrisk cancerogena PAH: Kvantifiering av risknivå

Den beräknade risknivån för cancerogena PAH vid Lyftkranen baseras på koncentrationen ovan. De tre mest betydelsefulla exponeringsvägarna beaktas: intag av jord, hudkontakt med jord/damm samt inandning av damm. Ett platsspecifikt scenario används som endast skiljer sig på en punkt från Naturvårdsverkets scenario Känslig Markanvändning (KM): exponeringstiden för barn för inandning av damm har enligt Golder Grundteknik (2000) satts till 180 dagar/år, istället för 365 dagar/år som används för de generella riktvärdena.

Riskberäkningen baseras på metodiken som beskrivs i kapitel 3. Naturvårdsverkets remissversion (opublicerad) av beräkningsprogrammet för platsspecifika riktvärden har använts för beräkningarna. Programmet har modifierats så att risken beräknas baserat på uppmätt koncentration i jord. Risknivån beräknas som summan av riskerna för de tre exponeringsvägarna. Ingen beräkning av risknivå har gjorts med USEPAs humanriskmodell (finns implementerad i programvaran SADA) eftersom ämnesgruppen cancerogena PAH saknas i programmets databas.

Resultat

Resultatet av riskberäkningen redovisas i Tabell B-3. Som framgår är skillnaderna i resultat avsevärda beroende på vilket koncentrationvärde som används. Enligt Bilaga A är det rimligt att använda det aritmetiska medelvärdet för långtidsrisker. Om det viktade aritmetiska medelvärdet används blir risknivån $1 \cdot 10^{-4}$, dvs. tio gånger högre än den lågrisknivå som Naturvårdsverket baserar sina generella riktvärden på. Om det oviktade aritmetiska medelvärdet istället används blir risknivån marginellt lägre: $9 \cdot 10^{-5}$.

Riskenivån baserad på UCL_{95} är tveksam att använda i detta exempel eftersom (1) resultatet från Lands metod är mycket känsligt för extremvärden och (2) en beräkning med t-fördelningen inte är lämplig eftersom den statistiska fördelningen är så skev, se Figur A-1 i Bilaga A.

Riskreduktionens storlek beräknas på samma sätt som i exemplet med långtidsrisker av arsenik i Robertsfors. Efter åtgärd blir riskminskningen $1 \cdot 10^{-4} - 1 \cdot 10^{-5} = 9 \cdot 10^{-5}$.

Slutsatser av exemplen Robertsfors och Lyftkranen

Slutsatserna från de utförda riskberäkningarna kan sammanfattas i följande punkter:

- Den beräknade risknivån beror i stor utsträckning på vilket koncentrationvärde som beräkningen baseras på, dvs. vilka antaganden som görs och vilken beräkningsmetod som används. Tabell B-1 och Tabell B-3 visar det stora spann man kan få
- Angreppssättet *kvantifiering av risknivå* kan användas för cancerogena ämnen (långtidsrisker) med Naturvårdsverkets modell men en viss omarbetning av ekvationerna krävs. Motsvarande beräkning är lättare att utföra med USEPAs modell men de amerikanska markanvändningsscenarierna skiljer sig åt, vilket gör att resultaten kan ifrågasättas för svenska förhållanden
- Akuta risker kan kvantifieras med en enkel modell och med hjälp av angreppssättet *kvantifiering av sannolikhet att överskrida referensvärde*

Referenser

Gilbert RO, 1987. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Nostrand Reinhold: New York.

Golder Grundteknik, 2000. Bilaga 6, Beräkning av platsspecifika riktvärden för mark inom fastigheten Lyftkranen 1 och omgivande strandområden. 99-0323.

Kemakta, 2003. Huvudstudie – steg 2. F.d. träimpregneringsanläggning, Robertsfors kommun. Kemakta AR 2003-06. Stockholm.

TIEM (The Institute for Environmental Modeling, University of Tennessee), 2005: SADA: Spatial Analysis and Decision Assistance (Ver. 4.1).
<http://www.tiem.utk.edu/~sada/>.

USEPA, 1989. Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume I, Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002. Office of Emergency and Remedial Response, Washington D.C.

White, J. W., 1999. Hazards of short-term exposure to arsenic contaminated soil. Office of Environmental Health Assessment Services, Washington State Department of Health.

Bilaga C: Vad är riskaversion?

Syftet med denna Bilaga är att förklara den gängse definitionen av riskaversion i ekonomisk teori och diskutera sambandet mellan riskaversion och betalningsviljan för riskminskningar. Det bör redan från början observeras att en individ möter många olika slags risker i sitt liv. En typ av risk är finansiella, exempelvis att individen inte kan vara säker på vilket finansiellt utfall som blir resultatet av en valsituation. Ett grundläggande sätt att definiera riskaversion, riskneutralitet och risksökande är utifrån individers ställningstagande till en lotterisituation. Texten nedan utgår däremot från utgångspunkten som användes i kapitel 4, nämligen att en händelse i miljön kan inträffa, och att detta i så fall skulle få negativa konsekvenser för välbefinnandet till följd av hälsoeffekter eller miljökonsekvenser vilka individen bryr sig om. Det är i detta sammanhang viktigt att lägga märke till att det behöver inte nödvändigtvis finnas något entydigt samband mellan en individs inställning till finansiella risker och en individs inställning till andra risker. Eeckhoudt och Hammitt (2004) visar exempelvis att mellan riskaversion gentemot finansiella risker och betalningsviljan för att minska dödsrisker respektive värdet av att rädda ett statistiskt liv finns ett i hög grad situationsspecifikt samband.

Definition av riskaversion

För att definiera riskaversion återvänder vi till situationen i avsnitt 4.5.1 där en individs välbefinnande beror på tillståndet i miljön (A) och inkomsten (y):

$$v = V(y, A) \quad (\text{C.1})$$

Miljötilståndet A är osäkert, och två utfall är aktuella: Ett utfall $A=A_1$ som innebär negativa konsekvenser för hälsa och/eller miljö och som inträffar med sannolikheten P och ett utfall $A=A_0$ som inte innebär några förändringar jämfört med dagens situation (dvs. *status quo*) och som inträffar med sannolikheten $1-P$. Den förväntade nyttan beskrivs därmed återigen av:

$$E[v] = PV(y, A_1) + (1-P)V(y, A_0) \quad (\text{C.2})$$

Detta ska dock inte förväxlas med det förväntade värdet av själva miljötilståndet:

$$E[A] = PA_1 + (1-P)A_0 \quad (\text{C.3})$$

Från detta kan den så kallade säkerhetsekvivalenten (*certainty equivalent*) definieras som det värde på A (säg A_{CE}) som gör att det råder likhet mellan $V(A)$ och $E[V(A)]$. (För tillfället bortses för enkelhets skull från y som argument i nyttofunktionen, eftersom y hålls konstant.)

Antag att A kan mätas utifrån en kontinuerlig skala (kanske som hälsostatus eller miljöstatus) och att välbefinnandet påverkas positivt av ett högre värde på A , men på ett avtagande sätt, så att en enhet högre A påverkar välbefinnandet mer när A är relativt lågt än när A är relativt högt. Detta kan uttryckas matematiskt på följande sätt: $dV/dA > 0$ och $d^2V/dA^2 < 0$.

Då kan sambandet mellan A och $V(A)$ illustreras som kurvan i Figur C-1. Den räta linjen mellan punkterna $(A_1, V(A_1))$ och $(A_0, V(A_0))$ representerar däremot olika kombinationer av $E[A]$ och $E[V(A)]$ för olika värden på P när A_1 och A_0 är de enda möjliga utfallen.

Om P skulle vara lika med 1 är utfallet säkert och lika med A_1 och då blir nyttan lika med $V(A_1)$. Om P skulle vara lika med 0 är utfallet också säkert och lika med A_0 , vilket ger nyttan $V(A_0)$. Om $P=0,5$ är $E[A]$, det förväntade värdet av A , lika med $0,5A_1+0,5A_0$ och den förväntade nyttan $E[V(A)]$ är lika med $0,5V(A_1)+0,5V(A_0)$. I diagrammet finns $E[A]$ på en punkt på x-axeln som är skild från A_0 , men ligger närmare A_0 än A_1 , vilket innebär att i detta fall gäller $0 < P < 0,5$.

Om $E[A]$ faktiskt vore ett säkert utfall skulle det ge nyttan $V(E[A])$. Men den förväntade nyttan av situationen är $E[V(A)] = PV(A_1) + (1-P)V(A_0)$. Denna nytta kan vi utläsa från den räta linjen. För en *riskavert* individ gäller att $V(E[A]) > E[V(A)]$, det vill säga att om individen erbjöds att välja mellan $E[A]$ som säkert utfall och den osäkra situationen skulle hon välja det säkra utfallet.

Ett annat sätt att definiera en riskavert individ är att utgå från säkerhets-ekvivalenten A_{CE} . A_{CE} är det värde på x-axeln som ges av nyttokurvan för värdet $E[V(A)]$, det vill säga för $A=A_{CE}$ är $V(A_{CE})=E[V(A)]$. A_{CE} är den säkra nivå på A som ger samma nytta som den förväntade nyttan av situationen. För en riskavert individ gäller att $A_{CE} < E[A]$.

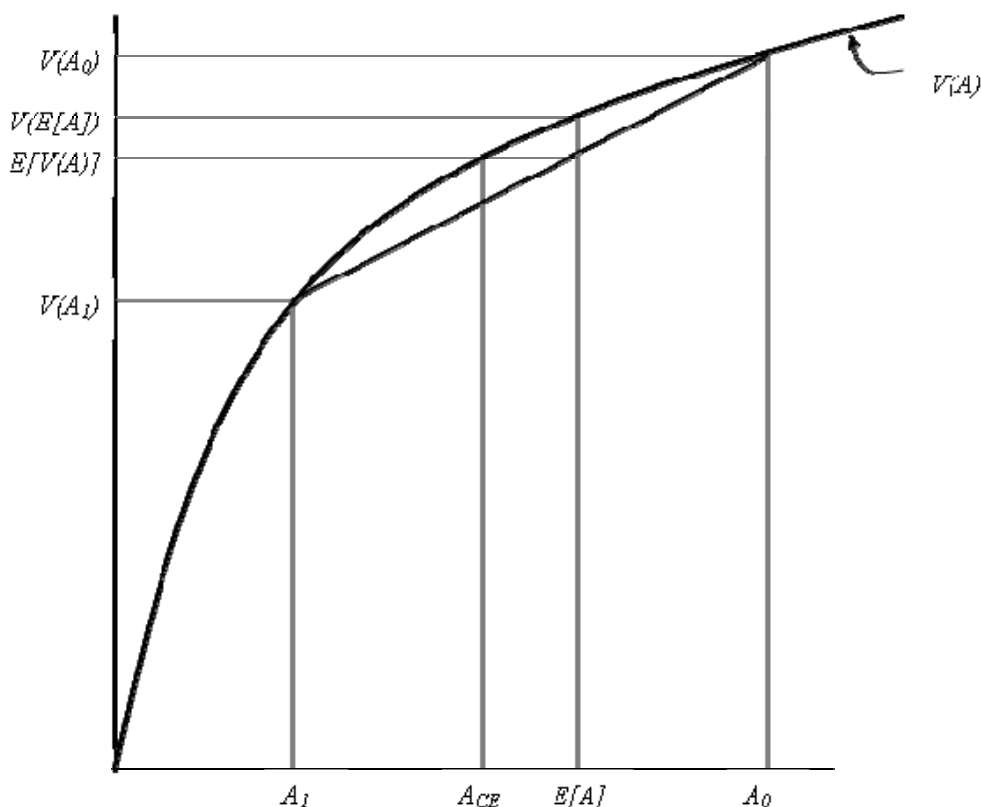
På motsvarande sätt kan riskneutralitet och risksökande definieras. För en *riskneutral* individ är nyttokurvan en rät linje ($dV/dA > 0$, $d^2V/dA^2 = 0$), vilket innebär att $V(E[A]) = E[V(A)]$ och $A_{CE} = E[A]$. För en *risksökande* individ är nyttokurvan böjd åt andra hållet ($dV/dA > 0$, $d^2V/dA^2 > 0$), vilket innebär att $V(E[A]) < E[V(A)]$ och $A_{CE} > E[A]$.

Uppenbarligen är det nyttokurvans grad av böjning som bestämmer graden av riskaversion (eller risksökande). Det är därför naturligt att två vanliga mått på riskaversion har definierats utifrån nyttokurvans egenskaper

Arrow-Pratts mått på absolut riskaversion: $-((d^2V/dA^2)/(dV/dA))$

Arrow-Pratts mått på relativ riskaversion: $-A((d^2V/dA^2)/(dV/dA))$

Båda måtten förutsätter kännedom om nyttokurvan, se Figur C-1.



Figur C-1. Nyttofunktionen $V(A)$.

Riskaversion och betalningsvilja

För att förstå vilken betydelse graden av riskaversion kan ha för individens betalningsvilja för riskreduktion kommer vi nu att betrakta saken på ett något annorlunda sätt. Antag att y är lika med en viss inkomstnivå y_0 och att $A=A_0$. I denna situation är det välbefinnande som individen uppnår lika med $V(y_0, A_0)$.

Om däremot A_1 inträffar sjunker välbefinnandet till $V(y_0, A_1)$. Antag att en inkomstsänkning från y_0 till en nivå lika med y_1 skulle få precis lika stor effekt på välbefinnandet som att A_1 inträffar i stället för A_0 . Då gäller uppenbarligen att $V(y_0, A_1) = V(y_1, A_0)$. Därför går det att identifiera individens maximala betalningsvilja för ett projekt som ser till att A_1 undviks (och att A_0 därmed kvarstår) som beloppet $y_0 - y_1$. Mer än så är individen inte beredd att betala för detta projekt. Om individen betalar mer resulterar detta nämligen i ett lägre välbefinnande än $V(y_1, A_0)$.

Allmänt gäller att den maximala betalningsviljan för att undvika A_1 definieras som det värde på WTP som uppfyller följande likhet:

$$V(y_0 - WTP, A_0) = V(y_0, A_1) \quad (C.4)$$

Lägg märke till att WTP är precis samma sak som den kompensande variationen K_p i fallet med riskvärdering *ex post* i avsnitt 4.5.1.

Ovan konstaterades att den maximala betalningsviljan i det här fallet är lika med $y_0 - y_1$, och följaktligen gäller att:

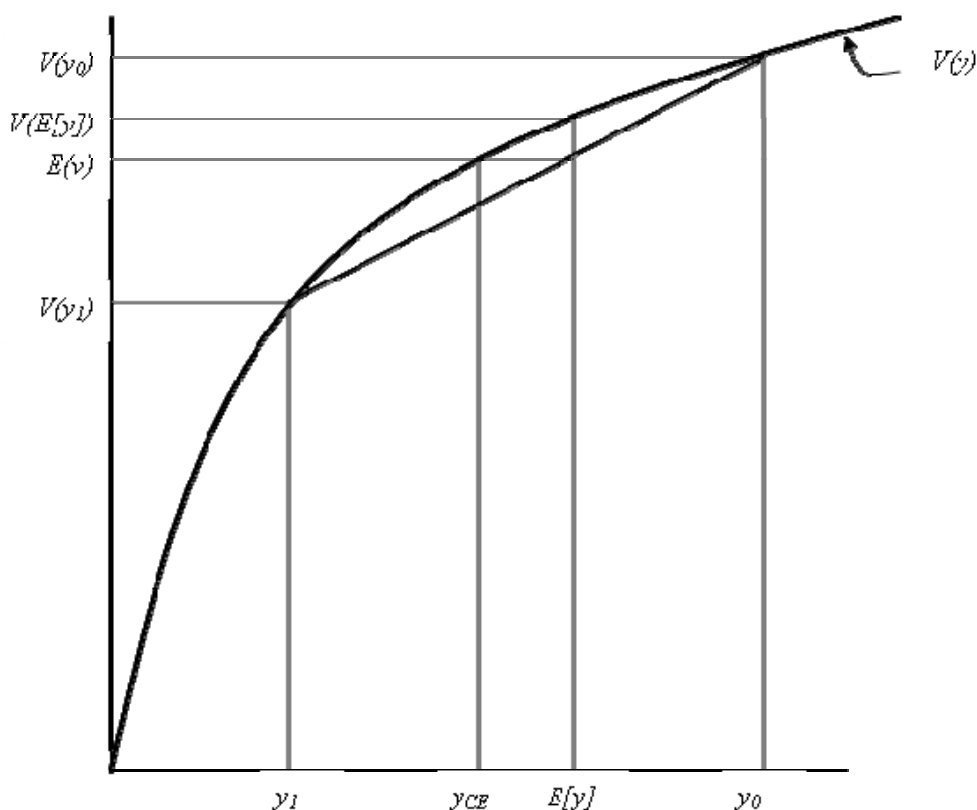
$$V(y_0 - (y_0 - y_1), A_0) = V(y_0, A_1) \quad (C.5)$$

Situationen illustreras i Figur C-2, där kurvan visar sambandet mellan inkomst och nytta. Den maximala betalningsviljan är sträckan längs x-axeln mellan y_0 och y_1 . Ur figuren går det även att identifiera det förväntade värdet av betalningsviljan för projektet: $E[WTP] = E[y_0 - y] = y_0 - E[y]$ eftersom vi vet att $y = y_0$ i utgångsläget. Om $P=1$ blir $E[y] = y_1$, vilket innebär att $E[WTP] = y_0 - y_1$. Om $P=0$ blir $E[y] = y_0$, vilket innebär att $E[WTP] = y_0 - y_0 = 0$. Om $0 < P < 1$ kan $E[y]$ utläsas från den räta linjen i figuren, eftersom $E[y] = Py_1 + (1-P)y_0$. I figuren finns $E[y]$ på en punkt på x-axeln som är skild från y_0 , men ligger närmare y_0 än y_1 , vilket innebär att i detta fall gäller $0 < P < 0,5$.

I fallet när $0 < P < 1$ är $E[y]$ alltså lika med $Py_1 + y_0 - Py_0$, vilket innebär att:

$$E[WTP] = y_0 - [Py_1 + y_0 - Py_0] = P(y_0 - y_1) \quad (C.6)$$

Eftersom vi vet att WTP är samma sak som K_p gäller uppenbarligen även att $E[WTP] = PK_p$, dvs. den värdering som används för riskvärdering *ex post*.



Figur C-2. Nyttofunktionen $V(y)$.

Antag nu i stället en riskvärderingssituation *ex ante*. I en sådan situation kan individen inte vara säker på om A_1 eller A_0 kommer att inträffa, och i motsats till fallet när betalningsviljan härleddes ovan spelar sannolikheter nu roll för riskvärderingen. Vad är individens maximala betalningsvilja för att undvika A_1 när A_1 endast inträffar med en viss sannolikhet? Figur C-2 kan återigen användas. Eftersom vi har översatt A i termer av inkomstnivåer är den förväntade nyttan av situationen lika med $PV(y_1) + (1-P)V(y_0)$, vilket vi kan avläsa från den räta linjen som $E[V(y)]$. Säkerhetsekvivalenten är därmed y_{CE} , eftersom $V(y_{CE}) = E[V(y)]$. Det är den säkra nivå på y som ger samma nytta som den förväntade nyttan av situationen. Den maximala betalningsvilja för en garanti att undvika A_1 , det vill säga optionspriset, är därmed lika med $y_0 - y_{CE}$.

Vi vet av kurvans utseende att vi har att göra med en riskavert individ, vilket innebär att $y_{CE} < E[y]$. Följaktligen är $y_0 - y_{CE} > y_0 - E[y]$ för varje givet P . Det vill säga optionspriset är i det här fallet större än $E[WTP]$. Det här kan tolkas som att om individer är riskaverta och hänsyn tas till detta genom riskvärdering *ex ante*, så finns en tendens att riskvärderingen i form av optionspriset blir högre än när riskvärdering sker *ex post*. Om utgångspunkten är att hänsyn bör tas till individens preferenser förefaller det således finnas en tendens till att riskvärdering *ex post* ger en underskattning av riskvärderingen.

Det här torde vara ett intuitivt tilltalade resultat, men det är inte generellt giltigt. Det kan nämligen visas att det även är möjligt att optionspriset är mindre än $E[WTP]$, se t.ex. Freeman (2003:243-250), Johansson (1993:139-142) och Perman et al. (2003:448-451). Detta resultat är mycket intressant, bland annat på grund av att det s.k. optionsvärdet brukar definieras som skillnaden mellan optionspriset och $E[WTP]$, se nyss nämnda referenser. Det förekommer ibland att optionsvärdet nämns som en särskild värdekomponent av det totala ekonomiska värdet av exempelvis en miljöförändring. Det torde dock vara mer relevant att se optionsvärdet som en residual som framkommer vid en jämförelse mellan optionspriset och $E[WTP]$ och vars tecken kan vara positivt eller negativt. Det är därför sannolikt inte motiverat att betrakta optionsvärdet som en särskild värdekomponent av det totala ekonomiska värdet, jfr diskussionen i de nyss nämnda referenserna.

Bilaga D: Diskontering med nuvärdesmetoden

Vid användning av nuvärdesmetoden för diskontering räknas samtliga framtida nyttor och kostnader om till ett nuvärde med hjälp av diskonteringsräntan. Allmänt kan sägas att ju högre ränta och ju längre bort i tiden en betalning äger rum desto mindre blir dess nuvärde. Nivån på diskonteringsräntan visar hur snabbt värdet av framtida nyttor och kostnader avtar med tiden. Såsom ofta är fallet inträffar kostnaden för ett projekt idag medan nyttan kommer i framtiden. Då blir valet av diskonteringsränta ofta avgörande för om nuvärdet av framtida nyttor och kostnader (nettonuvärdet) är positivt eller negativt. Se även Naturvårdsverket (2003).

Nettonuvärdet

$$\text{Nettonuvärdet} = (B_0 - C_0) + (B_1 - C_1) / (1 + r/100) + (B_2 - C_2) / (1 + r/100)^2 + \dots + (B_T - C_T) / (1 + r/100)^T$$

där

$(B_0 - C_0)$ = nettonyttan (nytta minus kostnader) år 0

$(B_t - C_t)$ = nettonyttan (nytta minus kostnader) år t

r = diskonteringsräntan (t.ex. 4% skrivs som 4)

T = tidshorisont angivet i antal år

Nettonyttan år noll behöver inte diskonteras, eftersom den inträffar i nutid. Det är alltså bara framtida nyttor och kostnader som behöver diskonteras till ett nuvärde.

Genom att diskontera nettonyttorna i varje period till nuvärde blir de direkt jämförbara med varandra. När de diskonterade nuvärdena från varje år summeras erhålls det sammanlagda nettonuvärdet.

Nettonyttorna diskonteras genom att de multipliceras med en nuvärdesfaktor. Denna bestäms av diskonteringsräntan och det år nettonyttan faller ut. Så om diskonteringsräntan t.ex. är 4% och om nettonyttan faller ut varje år i 10 år blir nuvärdesfaktorn 8,11090 (för detaljer kring detta se Bilaga 3 i Naturvårdsverket 2003).

Kostnads-nyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser

RAPPORT 5836

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 91-620-5836-4
ISSN 0282-7298

Metodutveckling och exempel på tillämpning

Rapporten beskriver hur kostnads-nyttoanalys kan användas för att göra samhällsekonomiska bedömningar av efterbehandlingsåtgärder. Rapporten redovisar ett stegvis tillvägagångssätt att genomföra analysen och de olika stegen illustreras genom två exempelprojekt.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma 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.

