

Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi

RAPPORT 5537 • APRIL 2006



Kunskapsprogrammet



Risikvärdering vid val av åtgärdsstrategi

Beskrivning av metoder och exempel

Lars Rosén, Tore Söderqvist, Åsa Soutukorva,
Pär-Erik Back, Lars Grahn och Helen Eklund

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

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

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 91-620-5537-2.pdf

ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

© Naturvårdsverket 2006

Tryck: CM Digitaltryck AB

Omslagsfoto: SWECO/VIK AB, Göteborg (Grävsanering, Göteborg)

Förord

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

Den här rapporten redovisar projektet ”Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi” som har genomförts inom Hållbar Sanering. Rapporten beskriver vilka acceptansnivåer vi har i Sverige och internationellt för olika typer av miljörisker och redovisar olika erfarenheter och metoder för att värdera risker och acceptansnivåer.

Arbetet har utförts inom kompetenscentrat FRIST vid Chalmers tekniska högskola, i samarbete med Enveco Miljöekonomi och SWECO VIAK AB. Rapporten har författats av Lars Rosén (FRIST), Pär-Erik Back (FRIST), Tore Söderqvist (Enveco), Åsa Soutukorva (Enveco), Helen Eklund (SWECO) och Lars Grahn (SWECO). Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Mats Tysklind på Umeå Universitet. Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket mars 2006

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	6
Summary	8
1 Inledning	10
1.1 Bakgrund	10
1.2 Problemformulering	11
1.3 Syfte	12
2 Riskbedömningar	13
2.1 Inledning	13
2.2 Beräkning av generella riktvärden	14
2.3 Internationell jämförelse	18
2.4 Miljömedicinsk bedömning av förorenade områden	23
2.5 Acceptansnivåer inom andra sektorer	24
2.6 Exempel på politiska beslut	26
2.7 Slutsatser	27
3 Beslutsanalys för värdering av efterbehandling	29
3.1 Inledning	29
3.2 Riskdefinition	29
3.3 Olika typer av beslutsanalyser	31
4 Värdering av miljörisker	36
4.1 Grundläggande värderingsteori	36
4.2 Metoder för värdering av icke-marknadsvaror	41
4.3 Värdering av miljö- och hälsorisker	45
5 Riskvärdering i praktiken	50
5.1 Inledning	50
5.2 Exemplet Oskarshamns hamn	53
5.3 Riskvärdering i Oskarshamns hamn – möjligheter och svårigheter	56
5.4 Riskvärdering ex post i Oskarshamns hamn	60
5.5 Exemplet Wockatz-området	63
5.6 Värdering av minskade hälsorisker vid efterbehandling av Wockatz	65
5.7 Värdering utifrån fastighetsvärdeförändringar	68
6 Slutsatser	73
7 Referenser	76

Sammanfattning

Naturvårdsverket uppskattar att det idag finns ca 40 000 förorenade områden i Sverige. Statens kostnader för efterbehandling har hittills uppgått till ca 1 miljard kronor, men för att åtgärda de mest allvarligt förorenade områdena kommer det uppskattningsvis att krävas ytterligare ca 45 miljarder kronor. Med hänsyn till det stora antalet förorenade områden och de höga kostnaderna är det ur ett hållbarhetsperspektiv nödvändigt att inkludera ekonomiska riskvärderingar i den riskvärderingsprocess som utgör ett viktigt beslutsunderlag i hanteringen av förorenade områden. Behovet av ekonomiska värderingar av miljöskyddsarbete ges också uttryck för i Miljöbalkens allmänna hänsynsregler om rimlighet och skälighet.

Det huvudsakliga syftet med rapporten är att ge en erfarenhetsåterföring av, och underlag för, en ekonomisk riskvärdering som underlag för en kostnadseffektiv efterbehandling. I rapporten diskuteras och redovisas hur olika värderingsmetoder kan användas för att ekonomiskt värdera de *förändrade risker för miljö- och hälsoeffekter* som kan åstadkommas vid en efterbehandling. Sådana värderingar kan användas i ekonomiska analyser (exempelvis beslutsanalyser och kostnads-nyttanalyser) tillsammans med andra ekonomiska poster i en bedömning av det ekonomiska utfallet av en efterbehandlingsinsats.

Inledningsvis beskrivs och diskuteras grunderna för riskbedömning av förorenade områden i Sverige. Härvid jämförs acceptabla risknivåer i Sverige med de som används i andra länder och inom andra sektorer i samhället. En slutsats är att vi i Sverige använder ett likartat synsätt och liknande modeller som i flera andra länder för att beräkna riktvärden för förorenad jord, men att olika antaganden m.m. gör att riktvärdena varierar en del mellan länderna. Det kan också konstateras att de acceptabla risknivåerna för skada på människa och miljö är likartade mellan de jämförda länderna. Vid jämförelsen av riskacceptansen inom andra sektorer i samhället framkommer emellertid stora skillnader, vilket tyder på olika värderingsgrunder för risker inom olika sektorer. Intressanta exempel är jämförelserna med arbets- och boendemiljö där de acceptabla hälsorisknivåerna är 100–1000 gånger högre än inom förorenade områden.

Därefter beskriver rapporten ett ramverk för ekonomisk riskvärdering med beslutsanalys och kostnads-nyttanalyser som centrala begrepp. Grundläggande värderingsteori och olika metoder för att skatta det ekonomiska värdet av en miljöförbättring beskrivs därefter. Användningen av metoderna illustreras med fallstudier, vid Wockatz-området i Göteborg och Oskarshamns hamn, där möjligheter och svårigheter med ekonomiska miljöriskvärderingar beskrivs.

Arbetet visar att dagens angreppssätt, som innebär jämförelser mot riktvärden snarare än kvantifiering av faktiska risknivåer, inte går särskilt bra ihop med ekonomisk värdering. Orsaken är att utgångspunkten för ekonomisk riskvärdering är kännedom om de hälso- och miljöriskförändringar som en efterbehandlingsåtgärd skulle leda till, samt att det är möjligt att kvantifiera dessa förändringar. Idealt bör det således finnas kvantitativ kunskap om både vilka risker som föreligger i utgångsläget och hur dessa skulle påverkas av en viss åtgärd. Detta illustrerades ge-

nom fallstudierna. För Wockatz-fallet beräknades hälsoriskernas storlek före och efter en efterbehandlingsåtgärd. Beräkningarna möjliggjorde en ekonomisk riskvärdering (i form av räkneexempel). Eftersom det var fråga om dödsrisker kunde en värdering av riskminskningen ske med hjälp av en skattning av värdet av att spara ett statistiskt liv. I Oskarshamn-fallet gick det däremot inte att fastställa någon miljö- eller hälsoriskminskning. Härvid visades istället på möjligheten att utföra en probabilistisk värdering som gällde sannolikheten att åtgärder leder till att ett eko-toxikologiskt riktvärde underskrids. Denna värdering låter sig dock inte enkelt tolkas som en riskvärdering.

Vidare illustrerade Wockatz-fallet ett annat sätt på vilket ekonomisk värdering kan kopplas till riktvärden, trots att kopplingen mellan riktvärden och faktiska risker är svag. Riktvärdena är nämligen en avspiegling av den markanvändning som avses bedrivas och har därför en direkt påverkan på markens värde. Att studera fastighetsprisförändringar till följd av efterbehandling kan därför i princip vara ett sätt att ekonomiskt värdera att ett riktvärde inte överskrids. Att tolka detta i termer av riskvärdering i mer bokstavig mening kan dock vara långsökt. Det handlar mer om värdet av möjligheten att kunna utnyttja mark för olika ändamål.

Arbetet visar hur en ekonomisk riskvärdering kan struktureras med hjälp av besluts- och kostnads-nyttanalyser. En väl strukturerad metodik för riskvärderingar innebär att värderingsarbetet blir transparent så att olika intressenter ges möjlighet att förstå, men även ifrågasätta, hur de olika värderingarna gjorts. Strukturen innebär också att beslutsfattaren tvingas beakta värderingsfrågor som annars riskerar att glömmas bort eller bortses ifrån för att de upplevs som alltför svåra. Det genomförda arbetet visar dock att flera svårigheter finns för att väl fungerande ekonomiska riskvärderingar skall kunna utföras. Viktiga insatser för att möjliggöra sådana värderingar föreslås vara:

- Kvantifiering av den faktiska risknivån *innan* efterbehandling så att också den förväntade riskreduktionen till följd av efterbehandling kan kvantifieras. Metoder för sådana riskberäkningar finns utvecklade i flera andra länder, exempelvis USA och Danmark.
- En öppen diskussion om acceptansnivåer och orsakerna till skillnader i acceptabla risknivåer mellan förorenade områden och andra sektorer i samhället. För att åstadkomma relevanta värderingar av minskade risker inom förorenade områden bör dessa kunna ställas i relation till hur långt man anser sig behöva driva riskreduktionen inom andra sektorer i samhället.
- Tillämpning och erfarenhetsåterföring av verkliga riskvärderingar. Mycket få ekonomiska riskvärderingar har utförts inom förorenade områden i Sverige och erfarenheterna är därmed begränsade. En mera omfattande tillämpning skulle ge förbättrade kunskaper, dels om olika metoders lämplighet, och dels om vad ekonomisk riskvärdering kan tillföra beslutsfattande inom hantering av förorenade områden.

Summary

The Swedish Environmental Protection Agency estimates that there are approximately 40 000 contaminated sites in Sweden. The accumulated governmental cost for clean-up is so far approximately 1 billion SEK (1€ ≈ 9.80 SEK), but the expected cost for remediating the 1500 most contaminated sites is an additional 45 billion SEK. From a sustainability perspective, the large number of sites and the high costs make it necessary to include economic valuations of risks and risk reductions in the management of contaminated sites. Economic valuations of environmental restoration efforts are also supported through the regulatory framework of the Swedish Environmental Code.

The main purpose of this report is to describe the use of economic risk valuations in assessments of the cost-efficiency of remedial actions at contaminated sites. Different methods are presented for economic valuation of *changes in human and ecological effects* that may be achieved by remedial actions. Such valuations are critical in analyses (e.g. decision analysis or cost-benefit analysis) of the total economic outcome of a specific remedial action.

First, an introduction is given regarding the basic concepts for assessment of human and ecological risks at contaminated sites in Sweden. Here, acceptable contaminant and risk levels are compared to levels used in other countries and also in other sectors of society. A conclusion is that Sweden uses an approach that is similar to that of several other countries for estimating acceptable contaminant levels in soil and water. However, differences in assumptions between compared countries regarding input variables in mathematical exposure models result in different acceptable contaminant levels. It could also be concluded that Sweden and the compared countries have similar acceptable risk levels for contaminated sites. However, when comparing these levels at contaminated sites to acceptable risk levels in other sectors of society large differences were found, indicating different valuation bases between the different sectors. Interesting examples are that human risk levels acceptable in industrial working environments and residential indoor environments are 100–1000 times higher than those accepted at contaminated sites.

A framework for economic risk valuation is described, including decision analysis and cost-benefit analysis as key concepts. Basic valuation theory and different methods for estimating the economic value of environmental improvements are described subsequently. The use of these concepts is illustrated by real world examples; the Oskarshamn harbour located on the Swedish southern Baltic coast and the Wockatz scrap yard located in central Gothenburg.

The work shows that the present Swedish approach of comparing measured contaminant concentrations to generic or site-specific guideline values, rather than quantification of the specific risk levels, does not correspond very well to economic valuation of risks. The reason for this is that the environmental improvement in terms of risk reduction must be quantified in order to provide a meaningful valuation. The optimal situation is therefore to have quantitative knowledge about risk levels *before* remediation and how the risk levels are changed due to a specific

remedial action. This is illustrated by the examples. For the Wockatz case, reductions in human mortality risks were quantified and valued using the concept of statistical life valuation. For the Oskarshamn case, a quantification of the true reduction in (ecological) risk was not possible. Instead, the use of estimated reduction in the probability for exceeding eco-toxicological guideline values was illustrated. This approach cannot, however, be easily interpreted as a full risk valuation.

The Wockatz case illustrated further how economical valuation can be associated to guideline values, even though the connection between guideline values and actual risk is fuzzy. This is possible since the guideline values reflect the future land use and thus corresponds to the property value. To assess changes in property values due to remediation can therefore be a useful approach for economic valuation of not exceeding specific guideline values. However, this may not be regarded as a true risk valuation, but rather as the value of different land uses.

The work shows how economic risk valuation can be structured by the use of decision analysis and cost-benefit analysis. A well-structured method for risk valuations results in transparent risk valuations and consequently, different stakeholders are given the possibility to both understand and question the valuations. A clear structure also means that the decision-maker has to consider explicitly valuation issues that otherwise may be ignored. However, the report describes several difficulties associated with economical risk valuations from a practical point of view. Important measures to overcome these difficulties in Sweden are suggested:

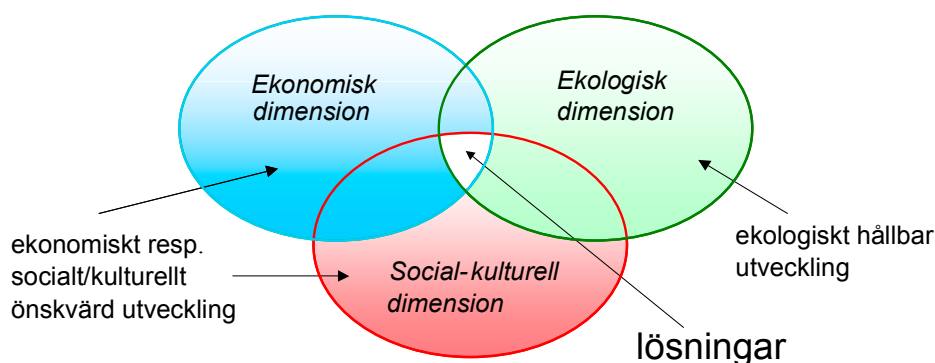
- Methods for quantification of human and ecological risks *before* and *after* remediation must be used in order to provide a basis for valuation of the risk reductions expected to be achieved by remediation. Such methods have been developed and used in e.g. USA and Denmark.
- An explicit discussion regarding acceptable risk levels and the reasons for the differences between contaminated sites and other sectors of the society is needed. To achieve relevant valuations of reduced risks at contaminated sites, it must be possible to relate these reductions to what has been found to be acceptable risk reductions in other sectors.
- Increased application and evaluations of real world risk valuations. Few economic risk valuations have so far been performed at contaminated sites in Sweden, and the experiences are thus limited. Further applications would result in increased knowledge regarding both the applicability of different methods, but also regarding what economic risk valuation can add to decision-makers managing contaminated sites in Sweden.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Idag uppskattar Naturvårdsverket att det finns ca 40 000 förorenade områden i Sverige. Hittills har statens kostnader för efterbehandling av förorenade områden varit ca en miljard kronor men för att åtgärda de 1500 mest allvarligt förorenade områdena kommer det uppskattningsvis att krävas ytterligare ca 45 miljarder kronor (Naturvårdsverket, 2005a).

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 1.1. Det finns således skäl för att ur ett hållbarhetsperspektiv öppet beakta de ekonomiska värdena av miljöförbättrande insatser, vilket också ges uttryck för i Miljöbalkens allmänna hänsynsregler om rimlighet och skälighet.



Figur 1.1. Den ekonomiska dimensionen som en del av en hållbar utveckling (efter Söderqvist et al., 2004).

För att uppnå en hållbar utveckling måste omfattningen på de åtgärder som genomförs stå i rimlig proportion till minskningen av riskerna för människa och miljö. För att bedöma vilka åtgärder som skall genomföras, och i vilken omfattning, måste därmed en värdering göras av riskreduktionen mot andra faktorer. Med hänsyn till det stora antalet förorenade områden och de höga kostnaderna bör det ur ett hållbarhetsperspektiv vara nödvändigt att inkludera ekonomiska riskvärderingar i den riskvärderingsprocess som utgör ett viktigt underlag i hanteringen av förorenade områden, se exempelvis Naturvårdsverket (1997; 2003).

Riskbegreppet definieras vanligen som en sammanvägning av sannolikheten för en oönskad händelse och konsekvensen av denna händelse. För att en risk skall föreligga krävs således både att den oönskade händelsen kan inträffa med någon sannolikhet och att det uppstår en konsekvens av denna händelse. Inom förorenade områden förekommer en mängd olika typer av risker och riskbilden är många

gångar mycket komplicerad. Exempelvis finns risker för olika kategorier av människor (arbetande, lekande barn, boende m.fl.) och olika typer av ekologiska system (fiskar, vattenlevande växter, landlevande växter, m.m.). Värderingen av risker är komplicerad på grund av den mångfacetterade bilden av riskerna.

En annan faktor som påverkar värdet av en miljöförbättring är vad som kan betraktas som acceptabla och ej acceptabla risknivåer. Idag är den acceptabla risknivån för hälsa och cancerogena ämnen ett förtida cancerfall på 100 000 invånare som livstidsrisk (Naturvårdsverket, 2005a). För ekosystem gäller att den acceptabla gränsen går vid halva den halt som skyddar 50 % av arterna (känslig markanvändning) (Naturvårdsverket, 2005a). För att möjliggöra en rättvisande värdering, måste dessa nivåer ställas i relation till andra risker i samhället. Bilden kompliceras ytterligare av att också andra värden än de rent ekologiska eller hälsomässiga riskerar att förloras eller minska vid en föroreningspåverkan på ett skyddsobjekt, exempelvis nyttjandevärdet av en vattenresurs, kulturhistoriska värden, rekreativvärdet för en sjö, fastighetsvärden eller exploateringsvärdet för ett markområde.

Miljö- och hälsoeffekter ansågs länge svåra att uttrycka i ekonomiska termer, men stora metodmässiga framsteg har skett på denna punkt under de senaste decennierna (Johansson 1993; 1995). I flera länder, där man under längre tid än i Sverige arbetat med åtgärder inom förorenade områden, har ekonomiska värderingar av hälso- och miljörisker kommit att vägas in mera tydligt vid bedömningar av vilka efterbehandlingsåtgärder som är försvarbara, se exempelvis US EPA (2000) och Hardisty & Özdemiroglu (2005). I Sverige har ekonomiska riskvärderingar börjat införas i ett fåtal projekt som rör efterbehandling. Exempel är några akademiska arbeten vid Chalmers (Back, 2003; Norrman, 2004; Norberg & Rosén, 2005), samt några utredningsuppdrag (Rosén & Eklund, 2004; Rosén et al., 2005). Det finns således främst internationella erfarenheter, men i viss mån även svenska, kring användning av ekonomiska riskvärderingar rörande efterbehandling av förorenade områden.

1.2 Problemformulering

För att erhålla ett förbättrat underlag för att kunna utföra ekonomiska värderingar av riskreduktioner för människa och miljö till följd av efterbehandlingsåtgärder har två frågeställningar identifierats som särskilt angelägna:

- 1) Vilka värderingsmetoder finns att tillgå för att värdera reducerade miljö- och hälsorisker ekonomiskt?
- 2) Vilka risknivåer anses vara acceptabla för exponering av föroreningar, i Sverige och internationellt, inom förorenade markområden och andra sektorer i samhället, exempelvis arbets- och boendemiljö?

Den första frågeställningen belyser behovet av att beskriva konkreta värderingsmetoder och exemplifiera hur de kan användas för riskvärdering i ett efterbehandlingsprojekt. Den andra frågeställningen belyser behovet av att veta hur långt riskreducerande åtgärder kan anses behöva drivas för att uppnå en acceptabel nivå. För förorenade områden finns, som ovan nämnts, definierade acceptabla risknivåer,

men ur ett värderingsperspektiv är det viktigt att se hur dessa nivåer är i förhållande till vad som anses vara acceptabelt för andra risker och inom andra sektorer i samhället. En sådan jämförelse är viktig för en diskussion av rimligheten i vad som idag anses vara acceptabla risknivåer, och därmed också vilka resurser som bör läggas på efterbehandling av förorenade områden.

1.3 Syfte

Det huvudsakliga syftet med projektet är att utifrån befintlig kunskap ge en erfarenhetsåterföring av och underlag för en ekonomisk riskvärdering som underlag för en kostnadseffektiv efterbehandling. Projektet syftar till att diskutera och visa hur olika värderingsmetoder kan användas för att ekonomiskt värdera *de förändrade risker för miljö- och hälsoeffekter* som kan åstadkommas vid en efterbehandling. Sådana värderingar kan användas i ekonomiska analyser (exempelvis beslutsanalyser och kostnads-nyttanalyser) tillsammans med andra ekonomiska poster i en bedömning av det ekonomiska utfallet av en efterbehandlingsinsats. Det är i detta sammanhang viktigt att komma ihåg att en ekonomisk analys utgör ett av flera underlag, men aldrig kan omfatta alla de aspekter som måste vägas in i beslutsfattandet. Som påpekades ovan innefattar hållbarhet fler dimensioner än den ekonomiska.

Av liknande anledning finns det skäl att understryka att ett ekonomiskt värde inte ska förväxlas med ett totalvärde. Vad som bedöms vara värdefullt är avhängigt vilken etisk utgångspunkt man har, och ekonomisk värdering vilar på en av många möjliga utgångspunkter.

I rapporten diskuteras även betydelsen av individernas attityder till risk (t.ex. risk-aversion), men för en allmän diskussion kring rimligheten hos den moralfilosofiska grunden för ekonomisk värdering hänvisas till annan litteratur, t.ex. Hausman & McPherson (2001), Söderqvist et al. (2004) och Peterson (2004). Rapporten syftar vidare till att bilda en grund för eventuella framtida tillämpningar av värderingsmetoder.

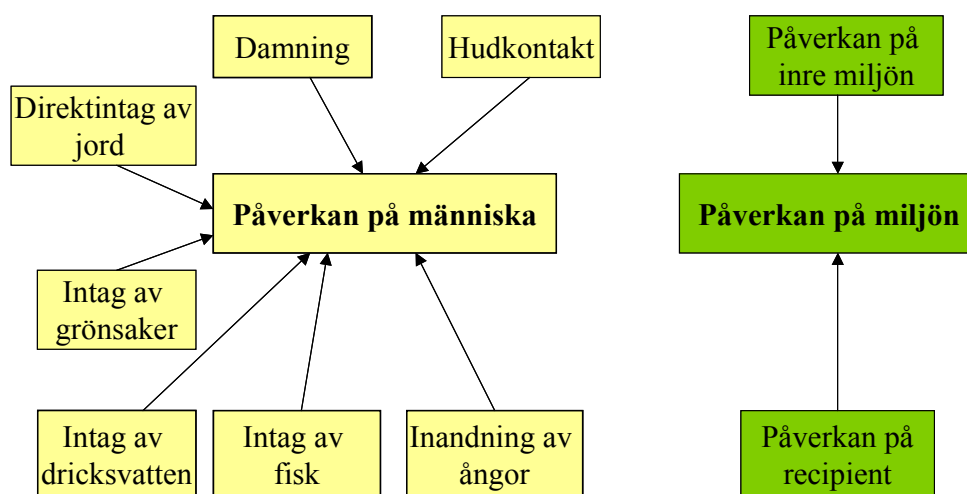
Denna erfarenhetsåterföring skall kunna ligga till grund för generella råd för hur ekonomisk riskvärdering kan genomföras i efterbehandlingsprojekt. Arbetet har härvidlag följande specifika syften:

- 1) Att ge ett underlag för en väl underbyggd ekonomisk värdering av miljörisker och miljörelaterade hälsorisker.
- 2) Att diskutera och sprida kunskap om vilka risknivåer som kan anses vara acceptabla inom ett förorenat område.

2 Riskbedömningar

2.1 Inledning

Föroreningar i marken kan spridas och ge effekter på människa (humantoxikologiska effekter) och den omgivande miljön (ekotoxikologiska effekter) genom flera olika exponeringsvägar. Naturvårdsverket har som grund för beräkningar av risker för människa och ekologiska system definierat ett antal exponeringsvägar, se figur 2.1 (Naturvårdsverket 1996).



Figur 2.1 Exponeringsvägar till människa och miljö enligt Naturvårdsverket (1996).

De flesta länder i Europa och Nordamerika har likartade sätt att identifiera och beakta olika exponeringsvägar. Utifrån de identifierade exponeringsvägarna uppskattas eller beräknas den förväntade exponeringen med hjälp av enkla matematiska samband. Vilken risknivå som accepteras för människa och miljö varierar något mellan olika länder. Riskacceptansen varierar också om man jämför den risknivå som accepteras i samband med förorenade markområden med den nivå som accepteras i andra sammanhang, t.ex. i arbetsmiljön, vilket diskuteras nedan.

I Sverige, liksom i många andra länder finns modeller för att klassa och prioritera förorenade områden. I detta avsnitt beskrivs inledningsvis den modell för riskklassificering av förorenade områden som vanligtvis tillämpas i Sverige. För att genomföra riskbedömningar av förorenade markområden används riktvärden för olika föroreningar. Riktvärdena grundar sig på vad som har bedömts vara acceptabla risknivåer för människor och miljö. De acceptabla risknivåerna grundar sig bl.a. på acceptanskriterier i form av TDI-värden (Tolerabelt Dagligt Intag), ADI-värden (Acceptabelt Dagligt Intag) m.m.

Från värderingssynpunkt är definitionen av den acceptabla risknivån betydelsefull, eftersom denna beskriver den nivå som bör eftersträvas vid en efterbehandling. För att kunna bedöma värdet av att uppnå en viss nivå, bör denna kunna rela-

teras till de nivåer som accepteras i andra, ur risksynpunkt likartade, situationer i samhället. Dessutom är det viktigt att kartlägga hur de riktvärden som anses motsvara gällande nivåer för acceptabel risk är framtagna och vad de representerar.

Nedan beskrivs inledningsvis de grundantaganden för riktvärden som används i Sverige liksom de acceptanskriterier som ligger till grund för beräkningarna. Därefter redovisas riskacceptansen och hur riktvärden beräknas i några andra länder. Slutligen redovisas acceptabla risknivåer för några situationer i samhället, där människor på ett likartat sätt som inom förorenade områden exponeras för föroreningar, såsom arbetsmiljö och boendemiljö.

2.2 Beräkning av generella riktvärden

Risker för människors hälsa och miljö kan beräknas med olika modeller för exponering av, och effekt på, olika organismer, s.k. dos-respons samband. Sådana modeller används för att utifrån en definition av vad som är en acceptabel risknivå, beräkna den föroreningshalt som motsvarar denna risknivå vid en viss exponeringssituation. Denna halt anges därefter som ett s.k. riktvärde. I flera länder har generella riktvärden beräknats, vilka är avsedda att ha en vid tillämpning. Nedan beskrivs översiktligt generella riktvärden och vilka grundantaganden som gäller för svenska riktvärden.

2.2.1 Generella riktvärden och grundantaganden för svenska riktvärden

I ett flertal länder har myndigheter utvecklat riktvärden för vanligt förekommande föroreningar i mark. Riktvärdena är ofta av generell typ, som gäller för hela landet. Värdena har vanligtvis tagits fram med hjälp av modeller som uppskattar förväntade effekter på människor, s.k. humantoxikologiska effekter och effekter på miljön, s.k. ekotoxikologiska effekter. Modellerna och dess indata är anpassade till förhållandena i respektive land. Naturvårdsverket har utvecklat en svensk modell med utgångspunkt från modeller som används i andra länder, främst Nederländerna, USA, Kanada och Danmark (Naturvårdsverket 1996).

De svenska riktvärdena för förorenad jord publicerades år 1996/1997 (Naturvårdsverket, 1996; 1997). Generella riktvärden har utarbetats för tre olika typer av markanvändning: känslig markanvändning (KM), mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag (MKM GV) samt mindre känslig markanvändning utan grundvattenuttag (MKM). Exponeringsvägar, exponerade grupper samt skyddsvärdet på miljön varierar mellan markanvändningstyperna. Generella riktvärden har tagits fram genom att välja det lägsta av ett beräknat värde för humanrisk och ett värde för miljörisk. För två tredjedelar av riktvärdena har effekter på människa varit styrande.

De generella riktvärdena bygger på ett antal grundantaganden och angreppssätt, varav flera redovisas i riktvärdesrapporterna medan andra är mer underförstådda. Några av de mest grundläggande antagandena sammanfattas nedan:

- De generella riktvärdena har tagits fram för att gälla över hela landet, oavsett antalet människor som exponeras. Risker beaktas på individnivå.

Detta innebär att högre föroreningsgrad inte skall accepteras på platser med färre invånare. Varje exponerad person ska bedömas lika, oavsett var man bor. Naturvårdsverket (1996) anger dock ett antal fall när riktvärdena inte skall anses gälla.

- Riktvärdet tar hänsyn till exponering av människor på området, markmiljön på det förorenade området samt ytvattenmiljön i recipienten. För varje ämne sätts riktvärdet så att alla dessa tre grupper skyddas.
- Riktvärdena markerar den föroreningshalt i jorden som bör underskridas för att undvika risk för oönskade effekter. Kopplingen mellan riktvärden och sannolikheten för skadeeffekt är mycket diffus. Av detta följer att det inte heller är möjligt att direkt koppla en reducering av föroreningshalterna till en reducering av risken eller sannolikheten för skada i kvantitativa termer. Visserligen är sambandet mellan koncentration och risk någorlunda linjärt för cancerframkallande ämnen där verkningsmekanismen är relaterad till en skada på arvsmassan (genotoxiska ämnen), men detta gäller endast i lågdosområdet för en enstaka exponeringsväg. Då flera exponeringsvägar förekommer, halterna är mycket höga eller icke-genotoxiska ämnen förekommer blir sambandet mellan koncentration och risk mer komplicerat och behöver inte alls vara linjärt.
- Exponering för ämnen via andra källor än förorenad mark, t.ex. föda, förekommer. Detta beaktas endast delvis i riktvärdesmodellen, vilket gör att den verkliga risken kan vara större eftersom utrymmet för exponering kan vara mindre än vad som antagits.
- Risker orsakade av flera olika ämnen summeras inte i den svenska riktvärdesmodellen. Detta innebär att den totala risken inte blir större om det förekommer flera olika ämnen i höga koncentrationer. Detta kan i vissa fall innebära att den totala risken underskattas.
- Exponeringsförhållandena som ligger till grund för riktvärdena bygger på principen ”Reasonable Maximum Exposure”, dvs. det är beteendet för en realistisk, men hårt exponerad individ som beaktas (USEPA, 1996). Konsekvensen av detta är att medelindividen utsätts för mindre exponering än vad riktvärdesmodellen indikerar. Risknivån för cancer, 10^{-5} , är alltså inte nödvändigtvis ett medelvärde för populationen utan gäller för en hårdare exponerad individ.

Det finns även ett stort antal antaganden i de modeller som används för att beräkna spridningen av föroreningar. Dessa omfattar t.ex. antaganden om utspädning till grundvatten och ytvatten, partikelhalter i luften som andas in, inläckage av markluft i byggnader m.m. Några ytterligare antaganden är följande:

- Den svenska riktvärdesmodellen hanterar de sju exponeringsvägar som bedöms vara viktigast i de flesta fall. Detta innebär dock inte att övriga exponeringsvägar är ointressanta i det platsspecifika fallet. Det kan alltså förekomma andra som också bör beaktas.
- För vissa ämnen görs en uppjustering av riktvärdet så att det inte ska bli lägre än bakgrundshalterna i marken (90-percentilen av bakgrundshalter

från SGU:s geokemiska kartering). Eftersom denna justering görs nationellt för de generella riktvärdena innebär det att hög bakgrundshalt i en del av landet kan leda till ett högre riktvärde, och detta riktvärde gäller även andra delar av landet.

- De generella riktvärdena har tagits fram under antagandet att all analyserbar förorening är tillgänglig för spridning och upptag. Detta kan under vissa förhållanden ge en kraftig överskattning av risken om tillgängligheten är begränsad.
- Om halten organiskt kol i jorden kraftigt avviker från 2 % kan riskerna såväl under- som överskattas. En lägre halt organiskt kol leder till underskattning av risken och vice versa.

Slutligen bör nämnas att många av de olika delmodeller som används i riktvärdesberäkningen är starkt förenklade. Detta innebär att ett riktvärde är behäftat med mycket stora osäkerheter. I den svenska modellen definieras exponeringen vid en viss markanvändning, men det finns ingen koppling mellan den individuella exponeringen och populationens exponering. Därför går det inte att bedöma hur pass stor del av befolkningen som skyddas utan här finns utrymme för olika tolkningar.

2.2.2 Humanrelaterade riktvärden

Acceptansnivån i de generella riktvärdena beror på vilken typ av toxicitet ett ämne uppvisar. För icke-genotoxiska ämnen, dvs. ämnen som inte påverkar arvsmassan, används i första hand TDI-värden medan riktvärden för genotoxiska ämnen baseras på riskbaserade referensvärden. Flera ämnen har både genotoxiska och icke-genotoxiska effekter och riktvärden för dessa ämnen grundas således på både TDI-värden och riskbaserade referensvärden.

TDI-VÄRDEN

För de flesta typerna av toxicitet anses det finnas en dos under vilken inga synbara negativa effekter normalt uppkommer. För sådana kemikalier kan ett tolerabelt dagligt intag (*TDI*) beräknas. Ett *TDI*-värde motsvarar den mängd av en kemikalie som en människa kan få i sig per kg kroppsvikt och dygn (oralt intag) under en hel livstid utan att negativa effekter uppträder. Värdena bygger vanligen på underlag från djurexperimentella studier med höga doser. Resultaten extrapoleras sedan till lågdosområdet och den högsta dos som inte ger skadliga effekter definieras (NOAEL, No Observed Adverse Effect Level). NOAEL divideras sedan med en säkerhetsfaktor för att ta hänsyn till skillnader i känslighet inom och mellan arter samt för att gardera mot osäkerheter. Istället för NOAEL används ibland LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level). I dessa fall introduceras ytterligare en säkerhetsfaktor, liksom då långtidsförsök saknas (Dock, 1998).

Det värde som erhålls efter division med säkerhetsfaktorer bör inte uppfattas som ett definitivt tröskelvärde under vilken risken för hälsoeffekter är lika med noll, utan istället som en lågrisknivå för en viss effekt. Det går inte att utesluta att extremt känsliga individer även vid dessa exponeringsnivåer kan riskera hälsoeffekter (Dock, 1998).

TDI-värden avser långtidseffekter och kan därmed överskridas under kortare perioder utan att negativa effekter uppträder. Korttidsexponering över *TDI*-värden är inte en orsak till oro, förutsatt att en individs medelintag över en längre period inte överskrider värdet. De höga säkerhetsfaktorerna som används när *TDI*-värden tas fram ger en viss försäkring mot att högre korttidsexponering inte ska ge negativa effekter. Detta förutsätter dock att koncentrationerna inte är så höga att akuttoxiska effekter kan uppkomma.

Med hjälp av ett *TDI*-värde, kroppsvikt samt konsumtionens storlek (oralt intag) kan ett riktvärde beräknas, se exempelvis Naturvårdsverket (1997). Vid riktvärdesberäkningar används en schablonmässig kroppsvikt, vanligen 60 kg och intaget uppskattas utgående från levnadssätt och markanvändningen.

Vid annan exponering än oralt intag används ibland andra värden än *TDI*. Exempelvis används en referenskoncentration i luft när exponeringsvägen är inandning, se avsnitt 2.3.1. Ibland används även acceptabelt veckointag (*PTWI*) istället för *TDI*-värden (Dock, 1998).

ADI-VÄRDEN

En liknande typ av värden som kan förekomma är *ADI*, *Acceptabelt Dagligt Intag*. Sådana värden används för tillsatser i livsmedel och rester av bekämpningsmedel som har en viss teknisk funktion i sammanhanget (ex. växtskydd). För kemiska föroreningar finns inte någon sådan funktion och därför används istället beteckningen *Tolerabelt* istället för *Acceptabelt*, se ovan.

RISKBASERADE REFERENSVÄRDEN

För genotoxiska ämnen antas att det saknas någon tröskel under vilken inga negativa effekter uppträder. Istället används en modell där risken är linjär mot exponeringens storlek. Cancerrisken för ett visst ämne styrs av en *cancer slope factor*, SF_0 (oralt intag). För att kunna beräkna ett riktvärde måste en tolerabel risknivå längs den linjära modellen väljas. I Sverige har risknivån 10^{-5} ansetts vara acceptabel, vilket innebär att ett extra cancerfall per 100 000 livstidsexponerade individer kan accepteras. Genom att dividera den tolerabla risknivån med SF_0 får man ett riskbaserat referensvärde med samma enhet som *TDI*-värden. Detta kan användas vid beräkning av riktvärden för oralt intag. Vid inandning används istället en *unit risk factor*, *URF*, för beräkning av riktvärdet. Svenska riskbaserade referensvärden, *TDI*-värden m.m. som ligger till grund för riktvärden redovisas i Naturvårdsverket (1997).

2.2.3 Miljörelaterade riktvärden

Vid beräkning av svenska riktvärden baserade på miljörisker bedöms både effekterna inom det förorenade området (on-site) och miljöeffekterna förorsakade av spridning från det förorenade området (off-site).

ON-SITE

Riktvärdena baseras på värdena framtagna i Nederländerna. De holländska värdena motsvarar föroreningskoncentrationer i jorden där allvarliga effekter på jordens funktion uppträder. Den acceptabla risknivån är satt så att 50 % av arterna skyddas. I Sverige har man valt att halvera detta värde för områden med känslig markanvändning (KM) eftersom det anses otillräckligt att skydda 50 % av arterna i jord-ekosystemet. Det ekotoxikologiska värdet ska skydda huvuddelen av ekosystemet. För områden med mindre känslig markanvändning (MKM) accepteras risknivån där 50 % av arterna skyddas, dvs. de holländska värdena.

OFF-SITE

Effekten på ytvatten som påverkas genom spridning från förorenade markområden bedöms genom att jämföra den beräknade föroreningskoncentrationen i vattnet med kanadensiska ytvattenkriterier för skydd av akvatiskt liv i sötvatten. De kanadensiska värdena är satta så att alla former av akvatiskt liv och livscyklar skyddas. De baseras på tillgänglig information om olika föroreningars giftighet för alla komponenter i akvatiska system.

Genom att utgå från de kanadensiska värdena beräknas den föroreningskoncentration som kan tillåtas inom det förorenade området. Detta görs genom att utspädningen av föroreningen i den omättade zonen och i grundvattenzonen beräknas.

2.3 Internationell jämförelse

Riskenivån som accepteras i olika länder skiljer sig åt, likaså de modeller som används för beräkning av riktvärden. Detta medför att de beräknade riktvärdena också skiljer sig åt mellan olika länder. Nedan jämförs tolerabel risk i Sverige med USA. Därefter sammanfattas en jämförelsestudie av olika modeller för riktvärdesberäkning som används i Europa. Slutligen jämförs nivån på riktvärden använda i Sverige med de i Kanada och Nederländerna.

2.3.1 Tolerabel risknivå för förorenad jord: Sverige – USA

ICKE-CANCEROGENA ÄMNEN

För icke-cancerogena ämnen används i Sverige en tolerabel risknivå som baseras på de använda *TDI*-värdena, i något fall nedjusterad med hänsyn till exponering från andra källor som födointag (se ovan). Denna risknivå anges inte explicit utan ligger inbyggd i de framräknade riktvärdena. Dessutom innebär *TDI*-värdena en viss säkerhetsmarginal med tanke på de säkerhetsfaktorer som använts (se avsnitt 2.2.2). Här måste även påpekas att modellen som ligger till grund för de svenska riktvärdena innehåller stora osäkerheter och antagligen stora säkerhetsmarginaler, i alla fall för många problemställningar. Detta gör det svårt att kunna ange en risknivå på ett probabilistiskt sätt.

I USA används s.k. *Soil Screening Levels*, *SSL*-värden (USEPA, 1996), som beräknas med en liknande metodik som används för riktvärden i Sverige. De tar hänsyn till oralt intag av jord, inandning av ångor och damm samt intag av grund-

vatten. Istället för TDI-värden används en *Reference Dose (RfD)* under vilken inga negativa effekter förväntas (oralt intag). Principen är alltså densamma som för TDI-värden. Vid inandning används istället en *Reference Concentration (RfC)* med motsvarande betydelse. Ett mått på allvarligheten i en exponeringssituation anges för icke-cancerogena ämnen med hjälp av en s.k. ”farlighetskvot” (*hazard quotient, HQ*). En kvot på 1 ($HQ=1$) innebär att risken är i paritet med *RfD*-värdet, dvs. acceptabel. Om kvoten är större än 1 överskrider *RfD*-värdet och risken anses oacceptabel.

Det är svårt att bedöma risken man utsätts för vid exponering av flera olika icke-cancerogena ämnen som vardera har en ”farlighetskvot” mindre än 1. I dessa fall förväntas egentligen inga negativa effekter men om de olika ämnenas toxiska effekter är relaterade kan ändå problem uppkomma (US EPA, 1996). Att hantera detta probabilistiskt är mycket svårt. US EPA anser att *HQ*-värden endast skall adderas för kemikalier med samma toxiska ”endpoint” och/eller mekanism.

GENOTOXISKA CANCEROGENA ÄMNEN

I Sverige används en tolerabel risknivå på 10^{-5} för cancerogena ämnen. Detta motsvarar ett extra cancerfall per 100 000 livstidsexponerade individer. Notera att denna siffra innefattar exponering från sju olika exponeringsvägar. Svårigheten i att använda denna siffra i en probabilistisk beräkning ligger i osäkerheter i beräkningsmodellen för att ta fram riktvärden.

För amerikanska SSL-värden använder US EPA en tolerabel risknivå på 10^{-6} för enskilda ämnen och exponeringsvägar. Risknivån kan därför inte direkt jämföras med den svenska 10^{-5} som innefattar flera exponeringsvägar. US EPA bedömer att det angreppssätt man valt leder till en kumulativ risknivå mellan 10^{-4} och 10^{-6} för de kombinationer av ämnen som ofta finns på en förorenad Superfund-plats (US EPA, 1996). Troligen avser denna siffra endast en viss exponeringsväg. För cancerogena ämnen adderas nämligen riskerna för olika ämnen för en viss exponeringsväg, vilket ger en total risknivå för exponeringsvägen ifråga.

Cancerrisken för ett visst ämne styrs av en cancer *slope factor, SF₀* (oralt intag) eller en *unit risk factor, URF* (inandning), se avsnitt 2.2.2.

Värden på *RfD*, *RfC*, *SF₀* samt *URF* redovisas i tabell 2.1 och 2.2. för några utvalda ämnen. *RfC*-värden och TDI-värden som används i Sverige för riktvärden redovisas av Naturvårdsverket (1997).

En jämförelse mellan använda värden i Sverige och USA leder till följande slutsatser:

- *RfD* respektive TDI-värden för oralt intag är desamma för vissa ämnen men avviker upp till en halv tiopotens för andra ämnen (arsenik och trikloretylen). För vissa ämnen (benso(a)pyren) saknas TDI-värde, dvs. endast den cancerogena risken har medtagits.
- Vid oralt intag av cancerogena ämnen är *cancer slope factor* ungefär lika stor men avviker en del för benso(a)pyren. För trikloretylen tas ingen hänsyn till den cancerogena risken i den svenska modellen.
- För inandning av icke-cancerogena ämnen verkar det som om mycket olika bedömningar gjorts om risken skall beaktas eller ej.

- Vid inandning av cancerogena ämnen är skillnaderna varierande. I stort sett beaktas risken för samma ämnen. För bensen är skillnaden dock mycket stor. För trikloretylen tas ingen hänsyn till den cancerogena risken i den svenska modellen.

Sammanfattningsvis kan sägas att variation mellan modellerna i USA och Sverige är stora, bl.a. beroende på vilka data man grundar sig på. Vanligen är skillnaden i referensvärden m.m. mindre än en halv tiopotens mellan modellerna medan den i vissa fall kan vara flera tiopotenser. Detta kan till en del förklaras med modellerna utvecklats vid olika tidpunkter och att kunskapen om olika ämnen ökar med tiden.

Tabell 2.1. Exempel på värden för oralt intag som ligger till grund för US EPA:s SSL-värden och Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad jord (US EPA, 1996; Naturvårdsverket, 1997).

Ämne	RfD (US EPA) resp. TDI (NV) för icke-cancerogena ämnen, mg/(kg·d)		SF0 för cancerogena ämnen, kg·d/mg	
	US EPA	NV 4639	US EPA	NV 4639**
Arsenik	3,0E-4	1,1E-3	1,5	1,7
Bly	-	3,5E-3	-	-
Kadmium	1,0E-3	1,0E-3	-	-
Kvicksilver	3,0E-4	4,7E-4	-	-
Benso(a)pyren	-	1,0E-3	7,3	0,43
Bensen	-	-	2,9E-2 / 5,5E-2*	3,0E-2
Triklöretylen	6,0E-3*	2,4E-2	1,1E-2	-

*) Avser värden som används i US EPA:s programvara SADA.

**) Avser värden som beräknats från data i NV rapport 4639.

RfD: Reference dose

TDI: Tolerabelt dagligt intag

SF0: Cancer slope factor

Tabell 2.2. Exempel på värden för inandning som ligger till grund för US EPA:s SSL-värden och Naturvårdsverkets riktvärden för förorenad jord (US EPA, 1996; Naturvårdsverket, 1997).

Ämne	RfC för icke-cancerogena ämnen, (mg/m ³)		URF för cancerogena ämnen, (µg/m ³) ⁻¹	
	US EPA	NV 4639	US EPA	NV 4639**
Arsenik	-	-	4,3E-3	2,5E-3 / 6,7E-3**
Bly	-	5,0E-4	-	-
Kadmium	-	5,0E-6	1,8E-3	5,6E-3
Kvicksilver	3, 0E-4	1,0E-3	-	-
Benso(a)pyren	-	-	8,8E-4*	1,1E-4
Bensen	-	1,3E-3	8,3E-6 / 7,8E-6*	1,7**
Triklöretylen	-	5,4E-1 / 2,3E-2**	1,7E-6	-

*) Avser värden som används i US EPA:s programvara SADA.

**) Avser uppdaterade värden från WHO (2000).

RfC: Reference concentration

URF: Unit risk factor

2.3.2 Jämförelse av generella riktvärdesmodeller i Europa.

I en studie genomförd av Swartjes (2002) jämfördes generella riktvärdesmodeller i Europa. Undersökningen syftade till att öka insikten och förståelsen för variationer i resultaten från olika beräkningar av hur människor exponeras för föroreningar. Syftet var också att få en översikt av vilka standardvärden eller ingångsvärden som används och hur dessa påverkar beräkningen av humanrelaterade värden. Studien byggde på 20 scenarier med olika markanvändning, jordarter och föroreningstyper. De fem olika föroreningarna som användes i beräkningarna var kadmium, benzo (a) pyren, atrazine (bekämpningsmedel), bensen och trikloretylen. Beräkningarna genomfördes för tre exponeringsvägar:

- Intag av jord
- Intag av grönsaker
- Inandning av luft (inomhus – ej partiklar)

Beräkningar genomfördes på två sätt, dels med de ingångsvärden som beskrivs i respektive lands exponeringsmodell, dels med användning av förutbestämda värden. En utvärdering av variationen i exponering i de olika modellerna utfördes genom att studera:

- 1) Koncentrationer/halter i jord
- 2) Variationer i ingångsparametrar

Resultat och slutsatser i rapporten visar hur de olika modellerna är uppbyggda och vilka möjliga användningsområden de har. Vanliga och gemensamma ingångsvärden beskrivs och variationer och skillnader i ingångsvärdena beskrivs statistiskt. Beräkningarnas variationer i exponering med utgångspunkt för exponering av vuxna beskrivs kvalitativt i tre klasser (se tabell 2.3):

- *Limited variation* (begränsad variation), majoriteten av beräkningsresultat är en faktor 5 över eller under ”scenariomedianvärdet”.
- *Substantial variation* (väsentlig variation), som ovan fast en faktor 10 över eller under medianvärdet.
- *Large variation* (stor variation), som ovan fast en faktor 100 över eller under medianvärdet.

Tabell 2.3. Beräkningar av humanrelaterade värden för olika exponeringsvägar, avvikelse från medianvärde (efter Swartjes, 2002).

	Total exposure	Exp. via soil ingestion	Exp. via crop consumption	Exp. via indoor air inhalation	Conc. root vegetables	Conc. leafy vegetables	Conc. indoor air	Conc. pore water	Conc. soil air
Limited		x							x
Substantial			x		x			x	
Large	x			x		x	x		

Beräkningarna visade att:

- Tillförlitligheten i modeller för beräkning av föroreningsexponering är begränsad eftersom det finns stora osäkerheter i modellerna och dess ingångsparametrar.
- Extremvärden med mycket stor variation har beräknats för framförallt exponering via inandning.
- Total exponering, exponering via inandning inomhus och speciellt exponering via grönsaker är starkt beroende av föroreningstyp. Det är endast vid exponering via direktintag av jord som variationen i exponering inte beror på föroreningstyp. Variationen i exponering verkar inte bero på markanvändning eller jordart i någon större utsträckning.

I studiens rekommendationer föreslås att mer forskning bör satsas på att försöka förstå varför skillnaderna är så stora i de olika modellerna samt att en europeisk verktygslåda tas fram för att standardisera och harmonisera de olika modellerna.

2.3.3 Riktvärden i Sverige – Kanada – Nederländerna

I Kanada har man ett system, liknande det svenska, för hantering av förorenade områden. Utifrån en karaktärisering och klassificering av förorenade områden används riktvärden för att göra platsspecifika bedömningar. Även i Kanada finns en möjlighet att genomföra platsspecifika riskanalyser liknande våra svenska platsspecifika riskbedömningar. Kanadensiska generella riktvärden tar hänsyn till den känsligaste arten i ekosystem i sediment, vatten och jord. Detta ger ett konservativt mått som skyddar ett stort antal individer under olika förhållanden. Därmed ger de kanadensiska riktvärdena ett effektivt skydd om dessa uppnås vid efterbehandling av förorenad mark.

Nederländerna har riskbaserade riktvärden, C-värden, som styr när åtgärder bör vidtas. De används endast i det inledande skedet i bedömning av förorenad mark. Specifika riskbedömningar görs utifrån omfattningen av föroreningen, föroreningens effekt på människa och miljö samt möjlighet till spridning till människa och miljö. Riktvärdena är inte framtagna för olika markanvändning, utan det finns ett riktvärde för föroreningskoncentrationen i marken och ett för koncentrationen i grundvatten för respektive parameter. Överskrids dessa värden erfordras att saneringsåtgärder genomförs.

I tabell 2.4 nedan redovisas en jämförelse mellan kanadensiska, nederländska och svenska riktvärden för ländernas olika indelningar i markanvändning.

Tabell 2.4. Generella riktvärden för metaller, jämförelse mellan svenska, kanadensiska och nederländska riktvärden för föroreningar i mark (Naturvårdsverket (1996), CCME (2003) samt RIVM (2001)).

Ämne	Sverige		Kanada				NL	
	KM	MKM GV	MKM	Jordbruk	Bostad och parke- ring	Affärs- område, kontor	Industri	C- värde
	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)
As	15	15	40	12	12	12	12	55
Pb	80	300	300	70	140	260	600	530
Cd	0,4	1	12	1,4	10	22	22	12
Cu	100	200	200	63	63	91	91	190
Zn	350	700	700	200	200	360	360	720
Hg	1	5	7	6,6	6,6	24	50	10

För att jämföra svenska riktvärden med kanadensiska kan en jämförelse göras mellan känslig markanvändning i Sverige och jordbruk och bostad/parkering i Kanada. Mindre känslig markanvändning kan jämföras med affärsområde och kontor. Som framgår av tabellen ligger de generella riktvärdena som används i Sverige på samma nivå som de kanadensiska. I Kanada ligger riktvärdena för kvicksilver och kadmium högre än i Sverige medan zink, bly och koppar ligger högre i Sverige än i Kanada.

Som framgår av tabellen accepteras generellt något högre halter i Nederländerna innan saneringsåtgärder måste vidtas. Storleksordningen på riktvärdena i tabellen är dock densamma.

2.4 Miljömedicinsk bedömning av förorenade områden

Miljömedicinskt centrum (MC) vid Sahlgrenska sjukhuset i Göteborg genomför miljömedicinska bedömningar i samband med undersökningar av förorenade områden. Oftast lämnar de s.k. ”second opinions” till myndigheter om utredningar som framförallt tekniska konsulter genomfört. De beaktar och bedömer de risker som föroreningarna utgör för människors hälsa. MC betraktar olika huvudsakliga exponeringsvägar och studerar varje ämne och det senaste man känner till om ämnens farlighet (dos/responssamband). En jämförelse kan exempelvis göras med ”normalt dagligt intag” av föroreningar i föda och vatten eller det man får i sig i normal stadsluft. Halterna av olika ämnen studeras och en bedömning görs av hur farliga uppmätta halter är med hänsyn till den exponering som sker på platsen.

Enligt MC kan ett förorenat område bedömas som mindre farligt om exempelvis:

- föroreningarna inte är direkt tillgängliga i markytan
- om inte grundvattnet i området nyttjas (kommunalt vatten)
- inga barn planeras uppehålla sig eller bo i området
- om det inte är aktuellt att odla grönsaker i området

Denna bedömning tar oftast inte hänsyn till att markanvändningen kan förändras i framtiden. Miljömedicinskt centrum anser generellt (Barregård, 2005) att riktlinjerna för bedömning av förorenade markområden bör anpassas mer till människors hälsa och särskilt om det finns möjliga exponeringsvägar mellan föroreningskälla och människa. Detta betyder generellt sett att de ”accepterar” högre föroreningshalter i mark än motsvarande svenska riktvärden.

2.5 Acceptansnivåer inom andra sektorer

2.5.1 Acceptansnivåer i arbetsmiljön

Luftföroreningar i arbetsmiljön regleras i arbetarskyddsstyrelsens föreskrifter om hygieniska gränsvärden, AFS 2000:3 (Arbetarskyddsstyrelsen, 2000). Ett hygieniskt gränsvärde är den högsta godtagbara genomsnittshalt av föroreningar i inandningsluften som kan tillåtas i arbetsmiljön. I arbetsmiljön accepteras generellt högre risker för människors hälsa jämfört med för befolkningen i övrigt. De hygieniska gränsvärdena är satta så att de inte skyddar alla under ett helt arbetsliv utan en viss risk accepteras. Sett ur perspektivet ”ett helt arbetsliv” accepteras risker som ligger mycket högre än den tolerabla risknivån för cancer till följd av exponering inom förorenade områden som ligger på 1/100 000 extra cancerfall. Denna nivå benämns lågrisknivå. I tabell 2.5 jämförs lågrisknivån för några ämnen med tillåtna halter inom arbetslivet enligt de hygieniska gränsvärdena. I den sista kolumnen har angivits hur mycket större de hygieniska gränsvärdena är jämfört med lågrisknivån.

Tabell 2.5. Jämförelse mellan lågrisknivån för cancer (IRIS, 2005) och hygieniska gränsvärden i inandningsluft (Arbetarskyddsstyrelsen, 2000).

Ämne	Tolerabel risknivå för cancer (mg/m ³)	Hygieniskt gränsvärde (mg/m ³)	Hygieniskt gränsvärde/ tolerabel risknivå
Arsenik	2,0·10 ⁻⁶	0,03	12000
Kadmium	6,0·10 ⁻⁶	0,05	9000
Bensen	1,3-4,5·10 ⁻³	1,5	330–1150

Som framgår av tabellen accepteras risker som är ca 1000–10 000 gånger högre än lågrisknivån för cancer när det gäller luftföroreningar i arbetslivet sett ur perspektivet ”ett helt arbetsliv”.

2.5.2 Acceptansnivå i boendemiljön

Även i boendemiljön accepteras högre risknivåer när det gäller cancerogena ämnen. Strålning från radon finns i alla svenska bostäder. Radon är instabilt och sönderfaller till radondöttrar, små radioaktiva metallatomer som fastnar i luftvägarna vid inandning av radonhaltig luft. Där sänder de ut strålning som kan skada cellerna i luftrör och lungor och så småningom leda till cancer.

För radon ligger lågrisknivån (se ovan) på 0,5 Bq/m³. Trots detta accepteras en nivå på 200 Bq/m³ i inomhusluft i bostäder, dvs. 400 gånger högre än lågrisknivån. Genomsnittsvärdet i Sverige i boendemiljön är ca 100 Bq/m³, dvs. 200 ggr högre

än lågrisknivån för cancer. Detta kan jämföras med den nivå som accepteras i samband med förorenad mark, vilken motsvarar lågrisknivån för cancerogena ämnen.

2.5.3 Acceptansnivå i livsmedel och dricksvatten

Det finns flera förordningar som styr högst tillåtna halter av främmande ämnen i livsmedel, bl.a. EU-kommisionens förordningar (EG) 466/2001 och Livsmedelsverkets SLV FS 1993:36 (Livsmedelsverket, 1993). Gränsvärden för dricksvatten i Sverige finns i Livsmedelsverkets föreskrifter SLV FS 2001:30 (Livsmedelsverket, 2001).

Högsta tillåtna halter av olika ämnen i livsmedel och vatten beräknas utifrån TDI-värden och ADI-värden (se ovan). Vid beräkning av dricksvattenkriterier utgår WHO (2004) från TDI-värden. Den acceptabla halten bedöms individuellt för olika ämnen eller schablonmässigt som 10 % av *TDI*. Det senare innebär att 10 % av det tolerabla dagliga intaget av föroreningen kan ske via dricksvatten och resterande 90 % kan ske via andra exponeringsvägar, t.ex. genom intag av föda, inandning osv. För förorenad mark i Sverige antas att 100 % av det tillgängliga utrymmet (TDI-värdet) för exponering tillåts ockuperas av förorenad jord med undantag för fem ämnen/ämnesgrupper – bly (67 %), kadmium (75 %), kvicksilver (30 %), nickel (50 %) samt dioxin (10 %) ¹.

Enligt WHO (2004) accepteras en risknivå på $1 \cdot 10^{-5}$ för cancerogena ämnen i dricksvatten, dvs. ett extra cancerfall på 100 000 individer accepteras. För arsenik ligger riktvärdet på en nivå som medför att risknivån är $6 \cdot 10^{-4}$, dvs. sex extra cancerfall per 10 000 individer accepteras.

2.5.4 Acceptansnivåer för luftföroreningar

WHO:s Air Quality standards for Europe (WHO, 2000) är generella och beskriver att hänsyn skall tas till både hälsorisker och kostnads/nyttospekter vid bestämning av riktvärden (WHO:s benämning är normvärden) för luftmiljön. Det är upp till de enskilda länderna att själva bestämma vilka riktvärden som skall gälla med hänsyn till sociala, kulturella, tekniska och ekonomiska möjligheter. WHO:s värden för bensen och PAH motsvarar en uppskattad livstidsrisk på 1 extra cancerfall per 100 000 personer. WHO har dock avstått från att rekommendera något siffervärde.

I EU och Sverige följer vi generellt WHO:s värden, men i något fall skärper vi kraven. Ett exempel på detta är NO_2 . Svensk lagstiftning påverkas långsiktigt av EU:s lagstiftning och WHO:s riktlinjeförslag (guidelines). Juridiskt bindande normvärden för luftföroreningar utfärdas i Sverige av Naturvårdsverket. Förutom dessa finns av Regeringen beslutade Miljö kvalitetsnormer (med stöd av Miljöbalken) som skall uppfyllas i framtiden. Utöver dessa värden för halter i miljön finns de av Riksdagen fastlagda miljö kvalitetsmålen, varav ett är ”frisk luft”. Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas.

¹ I den svenska riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket, 1997) anges inte P utan istället 1-P i tabellform för några metaller. De listade P-värdena för fem ämnen/ämnesgrupper ovan refererar till den uppdaterade riktvärdesmodellen som släpps av Naturvårdsverket under år 2005.

2.5.5 Acceptansnivåer för spridning av avloppsslam på åkermark

För att slam från avloppsreningsverk skall få spridas på åkermark krävs att halterna i slamm inte överskrider gränsvärdena i tabell 2.6 (Naturvårdsverket, 1998). Det finns även begränsningar för hur höga halterna i åkermarken får vara för att slam ska få spridas där. Detta redovisas också i tabellen tillsammans med en jämförelse med de generella riktvärdena för känslig respektive mindre känslig markanvändning.

Det tillåts högre koncentrationer av flera metaller i slam som sprids på åkermark än vad riktvärdena för områden med känslig markanvändning (KM) anger. För koppar och zink överskrider även riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM). Det går inte att rakt av jämföra tillåtna halter i slam med generella riktvärden eftersom den resulterande koncentrationen i åkermarken blir lägre än i det tillförda slamm. Dessutom är jordförhållandena speciella med hög halt organiskt kol. Åkermarken används dock till 100 % för odling av grödor medan möjligheten till exponering av föroreningar i KM-områden genom t.ex. odling av grönsaker, hudkontakt eller direkt inandning oftast är mycket begränsad.

Tabell 2.6. Gränsvärden för halten metaller i åkermark vid användning av avloppsslam samt tillåten halt i slamm jämfört med Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM).

Metall	Tillåten halt i åkermark vid spridning av slam (mg/kg TS)	Tillåten halt i slam vid spridning på åkermark (mg/kg TS)	Generellt riktvärde KM (mg/kg TS)	Generellt riktvärde MKM (mg/kg TS)
Bly	40	100	80	300
Kadmium	0,4	2	0,4	12
Koppar	40	600	100	200
Krom	60	100	120	250
Kvicksilver	0,3	2,5	1	7
Nickel	30	50	35	200
Zink	100	800	350	700

TS: Torrsubstans.

2.6 Exempel på politiska beslut

Vissa ämnen hanteras inte efter vilken risk de utgör för omgivningen utan genom politiska beslut. Ett exempel på detta är hantering av kvicksilver. Riksdagen har beslutat att förbjuda kvicksilver i vissa varor eftersom det är ett av våra farligaste miljögifter och även är farligt för människan. Naturvårdsverket har slagit fast att kvicksilver skiljer sig från andra metaller, eftersom ämnet är särskilt giftigt och dessutom lättflyktigt (SOU, 2001). Eftersom kvicksilver är ett grundämne bryts det inte heller ner. Dess toxicitet kan dock variera beroende på vilken form och förening kvicksilver ingår i. Regeringens policy är dock att kvicksilvrets belastning på miljön måste minska och varje ytterligare tillskott undvikas. Kemikalieinspektionen (2004) föreslår ett generellt förbud mot att använda kvicksilver. SOU (2001) ger följande förslag om hur kvicksilveravfall ska hanteras:

- Avfall med >1 % Hg → Djupförvar i berg

- Avfall med 0,1 – 1 % Hg → Oklart, ev. djupförvar
- Avfall <0,1 % Hg → Ej djupförvar

Om den undre gränsen för djupförvar sätts vid 0,1 % så kommer ca 75 % av kvicksilvret att behöva djupförvaras. Vidare anger man att kostnaden för djupförvar av kvicksilver grovt motsvarar 250 000–650 000 kr per ton rent kvicksilver, vilket motsvarar upp mot tio gånger världsmarknadspriset på kvicksilver. Kostnaden för djupförvar bedöms vara ca 15 gånger högre än ytförvar. Som krav anges att utsläppen från ett kvicksilverförvar högst får uppgå till 0,5–10 gram kvicksilver per år.

Internationellt finns ett gränsvärde för kvicksilver i fiskvaror på 0,5 mg per kg fisk (EU-kommissionen, 2001). Detta överskrider i enkilosgäddor i ungefär hälften av Sveriges sjöar. För att komma ned till gränsvärdet 0,5 mg/kg fisk bedömer Naturvårdsverket att nedfallet av kvicksilver måste minska med ca 80 % (Kemikalieinspektionen, 2004).

2.7 Slutsatser

Utifrån genomgången av hur riktvärden beräknas i Sverige och andra länder, samt vilka risknivåer som anses acceptabla inom olika länder och sektorer, har följande slutsatser dragits:

- De flesta länder i Europa och Nordamerika har likartade sätt att beakta exponering för människa och miljö från förorenade områden. I dessa länder har myndigheter utarbetat riktvärden för vanligt förekommande föroreningar i mark.
- För de flesta typerna av toxicitet anses det finnas en dos under vilken inga negativa effekter uppkommer. För sådana kemikalier kan ett tolerabelt dagligt intag (*TDI*) beräknas. Ett *TDI*-värde motsvarar den mängd av en kemikalie som en människa kan få i sig per kg kroppsvikt och dag under en hel livstid utan att negativa effekter uppträder. Acceptansnivån i de generella riktvärdena beräknas utifrån dessa s.k. *TDI*-värden.
- I USA används s.k. *Soil Screening Levels*, *SSL*-värden (US EPA, 1996), som beräknas med en liknande metodik som används för riktvärden i Sverige. I Sverige används en tolerabel risknivå på 10^{-5} för cancerogena ämnen. Detta motsvarar ett extra dödsfall per 100 000 livstidsexponerade individer. Notera att denna siffra innefattar exponering från sju olika exponeringsvägar. För amerikanska *SSL*-värden använder US EPA en risknivå på 10^{-6} för enskilda ämnen och exponeringsvägar. Risknivån kan därför inte direkt jämföras med den svenska 10^{-5} som innefattar flera exponeringsvägar. USEPA bedömer att det angreppssätt man valt leder till en kumulativ risknivå mellan 10^{-4} och 10^{-6} för kombinationen av ämnen som ofta finns på en förorenad Superfund-plats (US EPA, 1996).
- I en studie av Swartjes (2002) genomfördes beräkningar av 7 olika länders modeller för beräkning av humantoxicitet. Detta gjordes dels med de ingångsvärden som beskrivs i respektive lands exponeringsmodell och dels med användning av förutbestämda värden. Av resultaten framgår att

tillförlitligheten i modeller för beräkning av föroreningsexponering är begränsad eftersom det finns stora osäkerheter i modellerna och dess ingångsparametrar. Vidare visar undersökningarna på stora variationer i beräkningsresultaten.

- I en jämförelse av generella riktvärdena som används i Sverige, Kanada och Holland ligger de svenska riktvärdena på samma nivå som de kanadensiska. I Kanada ligger riktvärdena för kvicksilver och kadmium högre än i Sverige medan zink, bly och koppar ligger högre i Sverige än i Kanada. Generellt accepteras något högre halter i Nederländerna innan saneringsåtgärder måste vidtas. Storleksordningen på riktvärdena är dock samma i de tre länderna.
- I arbetsmiljön accepteras generellt högre risker för människors hälsa jämfört med för befolkningen i övrigt. De hygieniska gränsvärdena är satta så att de inte skyddar alla under ett helt arbetsliv utan en viss risk accepteras. Sett ur perspektivet ”ett helt arbetsliv” accepteras risker som ligger mycket högre än lågrisknivån för cancer som ligger på 1/100 000 extra cancerfall. I en jämförelse mellan lågrisknivån för cancer (IRIS, 2005; Naturvårdsverket 1996) och hygieniska gränsvärden i inandningsluft för kadmium, bensen och arsenik accepteras risker som är ca 1000–10 000 gånger högre i arbetsmiljön än motsvarande lågrisknivå som används vid riskbedömning av förorenade områden.
- För radon ligger lågrisknivån på 0,5 Bq/m³ i inomhusluft i bostäder. Trots detta accepteras en nivå på 200 Bq/m³, dvs. 400 gånger högre än lågrisknivån. Genomsnittsvärdet i Sverige i boendemiljön är ca 100 Bq/m³, dvs. 200 ggr högre än lågrisknivån för cancer.

Sammantaget visar genomgången att beräkningen av riktvärden i grunden genomförs på likartade sätt inom flera länder. Modellerna och ingångsdata skiljer sig emellertid åt, varför riktvärdena varierar en del och är behäftade med betydande osäkerheter. Riktvärdena är dock i samma storleksordning i de jämförda länderna.

Nivån för acceptabel risknivå inom förorenade områden är också likartad mellan många länder. En mycket intressant skillnad är dock att vid en jämförelse med arbetsmiljöområdet eller boendemiljön, är den acceptabla risknivån betydligt lägre för förorenade områden – i storleksordningen 1000–10 000 gånger lägre. Detta kan tolkas som att det anses mer värdefullt att undvika hälsorisker vid förorenade områden än inom boende- och arbetsmiljö. Om sådana skillnader är befogade eller inte är en fråga som är viktig att diskutera.

3 Beslutsanalys för värdering av efterbehandling

3.1 Inledning

Riskbaserad beslutsanalys är ursprungligen ett ekonomiskt koncept för att hantera beslutsfattande under risk. I beslutsanalysen studeras kostnader, nyttor och risker över en viss tidshorisont som bestäms av beslutsfattaren. Beslutsanalys är mer allmän än kostnads-nyttoanalys på så sätt att den inte behöver vara på kostnadsnyttoanalysens samhällsnivå och den behöver inte heller begränsas av de välfärdsteoretiska utgångspunkter som är så centrala för kostnads-nyttoanalys. Se vidare avsnitt 3.3.

Riskhantering är en nödvändig del i projekt där osäkerheterna är så stora att de kan leda till att felaktiga beslut tas med stora konsekvenser som följd. I efterbehandlingsprojekt är förhållandena ofta mycket komplicerade med naturvetenskapliga, tekniska, toxikologiska, ekonomiska och juridiska aspekter som påverkar valet av efterbehandlingsmetod. Beslutsanalysen erbjuder ett antal olika verktyg för att hantera denna komplicerade situation. Arbets sättet har följande principiella syften:

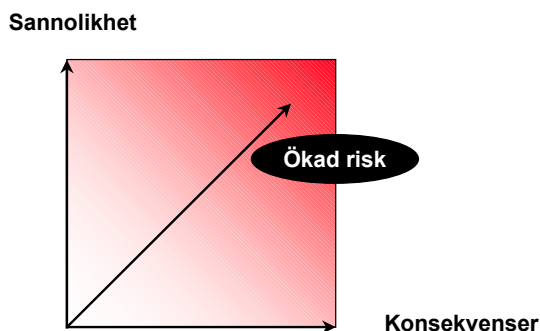
- Stöd för ”beslut under risk”.
- Strukturering av komplexa problem.
- Identifiering av ekonomiskt försvarbara strategier
 - Användning av tillgängliga resurser
 - Miljöbalken (2 kap. 7§, 10 kap.)
- Underlag för kommunikation mellan olika intressenter.

För en ingående beskrivning av tillämpning av beslutsanalys inom förorenade områden hänvisas till Norrman (2004).

3.2 Riskdefinition

Såsom tidigare beskrivits definieras riskbegreppet vanligen som en sammanvägning av sannolikheten för en oönskad händelse eller händelsekedja, ofta benämnd misslyckande (efter engelskans ”failure”), och konsekvensen av detta misslyckande. För att en risk skall föreligga krävs således både att den oönskade händelsen kan inträffa med någon sannolikhet och att det uppstår en konsekvens av denna händelse.

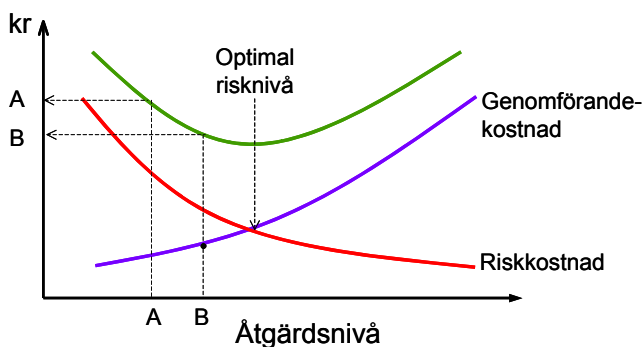
Risken kan beskrivas principiellt med hjälp av riskmatriser, se figur 3.1.



Figur 3.1. Riskmatris.

Exempel på misslyckande är exempelvis att en viss förorening medför negativa effekter på ett ekosystem eller människa. För att bedöma risken tillämpas olika typer av modeller för sannolikhetsskattningar och konsekvensbedömningar. Dessa kan vara fullt ut kvantifierbara eller baseras på erfarenhetsmässiga bedömningar. Erfarenheter från exempelvis efterbehandlingsprojekt visar att erfarenhetsmässiga bedömningar utgör ett viktigt inslag i risk- och beslutsanalyser och att de metoder som används därför måste vara öppna för att tillåta denna typ av information. Det är viktigt att alla bedömningar som går in i riskbedömningen motiveras väl och att osäkerheterna i dessa bedömningar nogga analyseras.

I beslutsanalysen betraktas den *riskreduktion* som olika åtgärder kan medföra betraktas som en nytta. I beslutsanalysen används riskreduktionen, tillsammans med andra nyttor och kostnader, i en ekonomisk jämförelse av olika riskreducerande åtgärder. Ur ett strikt ekonomiskt perspektiv är ett vanligt beslutsriterium att åtgärder är försvarbara så länge nyttan med en riskreduktion är större än investeringskostnaden, se figur 3.2. I en fullödlig beslutsanalys kan hänsyn tas till olika berörda gruppers riskaversion och riskacceptans, om sådan information finns tillgänglig. Metoden är generell i sin tillämpning vilket medger att ett stort antal oberoende osäkerhetsfaktorer kan sammanvägas.



Figur 3.2. Sambandet mellan genomförandekostnad, riskkostnad, totalkostnad och optimal risk. A och B representerar olika åtgärdsalternativ med olika totalkostnad.

3.3 Olika typer av beslutsanalyser

Beslutsanalysens utformning beror på dess syfte och vilken samhällslig aggregeringsnivå som analysen skall gälla. På mikronivå kan det röra sig om en individekonomisk analys eller en företagsekonomisk analys. Kommunal-ekonomiska, regionalekonomiska, statsfinansiella och samhällsekonomiska analyser gäller en mer aggregerad nivå, men de kan se mycket olika ut. För exempelvis en kommunalekonomisk eller statsfinansiell analys kan det vara centralt att belysa ökade skatteintäkter. En samhällsekonomisk analys har däremot ambitionen att visa nettoeffekter för hela samhället, och tar därför inte med resursomfördelningar i form av exempelvis skatter och bidrag.

Beslutsanalysen kan allmänt beskrivas matematiskt med en s.k. målfunktion för ett åtgärdsalternativ i:

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

där:

B_i = nyttor av att genomföra åtgärden

C_i = kostnader för att genomföra åtgärden

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)

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

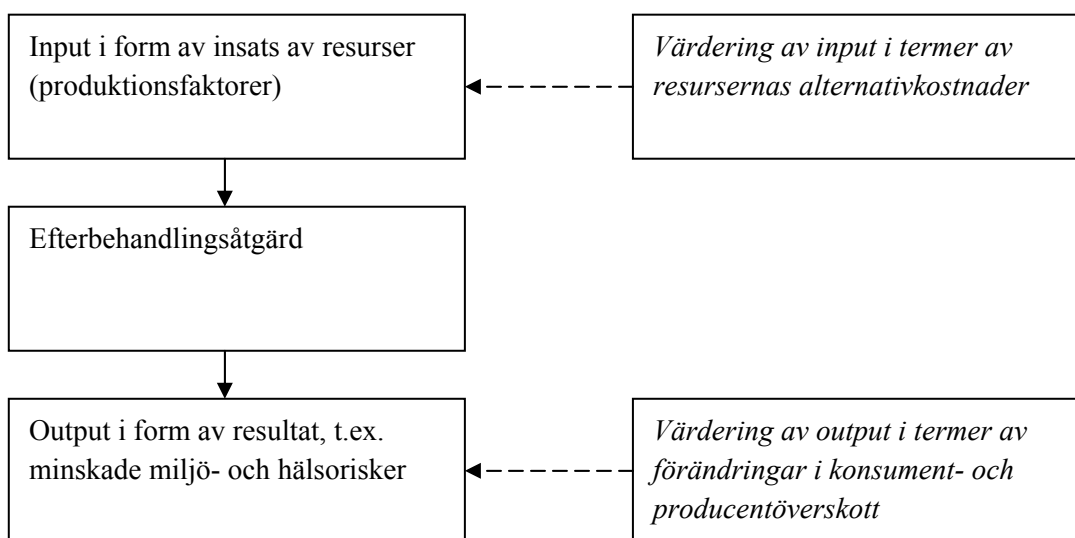
Specifikationen av målfunktionen beror sedan på vilken typ av analys som skall genomföras. I avsnitt 3.3.1 beskrivs vårt huvudfall: en ekonomisk analys på samhällsnivå, dvs. en kostnads-nyttoanalys (KNA) (synonym: samhällsekonomisk kostnads-intäktsanalys). I avsnitt 3.3.2 påpekas sedan vilka skillnader som uppstår om syftet med analysen i stället är att visa på exempelvis företagsekonomiska eller kommunalekonomiska effekter. I kapitel 5 specificeras målfunktionen utifrån två fallstudier, Wockatz-området i Göteborg och Oskarshamns hamn.

Beslutsanalysen är i princip inte begränsad till de miljömässiga, politiska och juridiska ramar som finns i samhället. Analysen bör dock ta hänsyn till dessa ramar, exempelvis genom att diskutera om analysens slutsatser är godtagbara utifrån rådande ramar eller vilken roll som ramarna spelade i identifieringen av de åtgärdsalternativ som analyserades.

Beslutsanalysen syftar explicit till att identifiera alternativ som utifrån ekonomisk synvinkel är de mest fördelaktiga. Erfarenheter visar dock att det inte endast är den strikta ekonomiska jämförelsen mellan alternativ som är betydelsefull. Än viktigare är kanske att beslutsanalysen identifierar nyckelfrågor som är avgörande för beslutsfattandet och tvingar fram ställningstaganden kring dessa nyckelfrågor. Detta medför att motiv och underlag för nyckelfaktorer samt de osäkerheter som kan förknippas med detta redovisas öppet.

3.3.1 Kostnads-nyttoanalys

En kostnads-nyttoanalys syftar allmänt till att undersöka om samhällets totala nytta av ett projekt överstiger de totala kostnaderna för samhället². Jämförelse skall hela tiden ske med ett nollalternativ (*status quo*), så att det framgår om det samhälls-ekonomiskt mest lönsamma alternativet är att inte genomföra projektet. Figur 3.3 visar kostnads-nyttoanalysens syn på ett projekt i samhället, t.ex. en efterbehandlingsåtgärd.



Figur 3.3. Kostnads-nyttoanalysens syn på ett projekt i samhället, t.ex. en efterbehandlingsåtgärd.

Det behövs 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, dvs. resursåtgången värderas som alternativkostnaden (AK) för att använda resurserna. Resultatet av efterbehandlingsåtgärden värderas utifrån de förändringar i konsumentöverskott (KÖ) och producentöverskott (PÖ) som uppstår. En summering av alla dessa effekter som uppstår till följd av ett visst åtgärdsalternativ (i) ger då att alternativets nytta och kostnader i målfunktionen i ekv. 1 specificeras som:

$$\Phi_i = \Delta K\ddot{O}_i + \Delta P\ddot{O}_i - AK_i \quad (\text{ekv. 2})$$

där tidsaspekten för enkelhets skull har utelämnats och Δ betecknar förändring. Till uttrycket skall läggas de samhällsekonomiska förluster (s.k. dödviktsförluster) som uppstår om åtgärdsalternativet finansieras med offentliga medel, se t.ex. Boardman et al. (2001).

Allmänt uttrycker $\Delta K\ddot{O}$ och $\Delta P\ddot{O}$ hur människors välbefinnande respektive företags vinster påverkas av förändringen i åtgången/produktionen av olika varor och

² För en fördjupad beskrivning av kostnads-nyttoanalys hänvisas till t.ex. Boardman et al. (2001), Johansson (1993) och Mattsson (1988).

tjänster, inklusive sådana varor som har en negativ inverkan på välbefinnandet ("bads"). Varor och tjänster bör tolkas i bredaste möjliga mening, så att exempelvis nyttigheter som naturen tillhandahåller också ses som en vara eller tjänst (s.k. ekosystemvaror och ekosystemtjänster, jfr Söderqvist et al., 2004). I nästa kapitel kommer vi närmare att gå igenom grunderna för beräkning av $\Delta KÖ$ och $\Delta PÖ$. 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 marknadsprissatta, men olika hälso- och miljöekonomiska värderingsmetoder kan då tillämpas för att beräkna $\Delta KÖ$ och $\Delta PÖ$ som uppstår i detta fall. Nästa kapitel ger en översikt över sådana metoder.

Kostnads-nyttoanalysen utgår alltså från att en efterbehandlingsåtgärd dels medför en förbrukning av resurser och dels påverkar de varor och tjänster som direkt eller indirekt är kopplade till det geografiska område som saneras. Tabell 3.1 är ett försök att dela in dessa effekter i olika huvudgrupper med avseende på om effekten hör hemma på nyttosidan (+) eller på kostnadssidan (-).

Den resursförbrukning som efterbehandlingen medför kan vi kalla åtgärds kostnader (M1), som kan infalla före (t.ex. planering), under och efter (t.ex. uppföljning) själva åtgärdens genomförande, inklusive kapitalkostnader. Vidare kan åtgärden i sig leda till negativa effekter på hälsa (M2) och ekologiska systems produktion av ekosystemvaror och -tjänster (M3), exempelvis till följd av flyttning av förorenad jord. Eftersom det inte är självklart att dessa följd effekter räknas med i den efterbehandlingsansvariges åtgärds kostnader nämner vi dem som separata poster.

På plussidan finns det ökade markvärde (P1) 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. I tabell 3.1 har vi delat in effekterna i nettoeffekten (mätt som $\Delta KÖ + \Delta PÖ$) för dels de marknadsprissatta varor och tjänster som är kopplade till området (P2) och dels de icke marknadsprissatta varor och tjänster som är kopplade till området (P3). Exempel på P3 är hälsoeffekter (P3a) och effekter på ekosystemvaror och -tjänster (P3b). När en post i tabellen inträffar endast med en viss sannolikhet kan posten uttryckas som en riskreduktion alternativt riskökning.

Tabell 3.1. Huvudgrupper av effekter relevanta för en kostnads-nyttoanalys av ett efterbehandlingsalternativ. Effekterna värderas som alternativkostnader eller som $\Delta K\ddot{O} + \Delta P\ddot{O}$. Effekterna kan uttryckas som riskreduktion alternativt riskökning när de inträffar endast med en viss sannolikhet. (Observera att posterna är sorterade så att minusposterna är renodlade till kostnader och negativa effekter förknippade med efterbehandlingsåtgärden i sig och att plusposterna P2 och P3 gäller nettoeffekterna av övrig inverkan av efterbehandlingen. Det kan inte uteslutas att P2 och P3 också är negativa. Se även texten i detta avsnitt.)

Nyttor ("Plusposter", +)	Kostnader ("Minusposter", -)
<p>P1. Ökat markvärde. (Observera att detta reflekteras troligen helt eller delvis av P2 och P3, varför P1 inte utan vidare kan adderas till P2 och P3.)</p> <p>P2. Nettoeffekten (kan ev. vara negativ) på marknadsprissatta varor och tjänster kopplade till det område som saneras.</p> <p>P3. Nettoeffekten (kan ev. vara negativ) på icke marknadsprissatta varor och tjänster kopplade till det område som saneras, t.ex:</p> <p>P3a. Effekter på hälsa.</p> <p>P3b. Effekter på ekosystemvaror och -tjänster (inklusive t.ex. miljö kvalitet och rekreationsmöjligheter).</p>	<p>M1. Åtgärds kostnader.</p> <p>M2. Åtgärdernas negativa effekter på hälsa.</p> <p>M3. Åtgärdernas negativa effekter på ekosystemvaror och -tjänster.</p>

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 effekter som då kan bli aktuella att inkludera framgår av nedanstående lista. I fallstudierna i kapitel 5 diskuteras i mer detalj hur vissa av de här effekterna kan värderas.

- En ökad betalningsvilja för att köpa den mark som efterbehandlas (P1).
- Det sanerade området kan användas för en ny verksamhet vars varu- eller tjänsteproduktion leder till en förändring av KÖ och PÖ, t.ex. på grund av att varan eller tjänsten kan produceras till en lägre kostnad än förut. (P2).
- Efterbehandlingen leder till att människor exponeras i mindre grad av giftiga ämnen, vilket leder till en minskad hälsorisk (P3a).
- Efterbehandlingen leder till mindre läckage av ämnen till vattendrag och därmed till en förbättrad reproduktion av fisk, vilket gynnar fisket (P3b).
- Efterbehandlingen leder till ökade rekreationsmöjligheter (P3b).
- Kostnader för undersökning och utformning av åtgärder (M1).
- Kostnader för upphandling av entreprenader (M1).
- Kapitalkostnader i form av utebliven avkastning på kapital som låses till åtgärden (M1).
- Kostnader för att genomföra åtgärder, inklusive eventuella kostnader för att transportera och deponera förorenade massor (M1).
- Kostnader för upprättande och genomförande av kontrollprogram med exempelvis provtagningar, analyser och databearbetning (M1).
- Påverkan på omgivningen av själva åtgärden i form av risker för hälsa och miljö (M2, M3). De här riskerna beror på åtgärdens art, hur människor i omgivningen och omgivande ekosystem exponeras samt föroreningars toxicitet och halt.

- Ökade hälsorisker och miljörisker till följd av transporter av förorenade massor (M2, M3).
- Ökade miljörisker vid platsen för eventuell deponering av förorenade massor (M3). Exempelvis kan avvattningsystem som slutar att fungera vid deponiområdet ge upphov till miljöskador.

3.3.2 Andra typer av beslutsanalyser

Beslutsanalyser som inte är kostnads-nyttanalyser kan se mycket olika ut beroende på vilket syfte de har. Syftet kan exempelvis vara att beräkna kostnader och nytta för den aktör som är ansvarig för eventuella efterbehandlingsinsatser ("problemägaren"). Om problemägaren är ett företag formuleras vanligen målfunktionen som företagets intäkter och kostnader för att genomföra ett visst åtgärdsalternativ. Om problemägaren är en kommun kan en kostnads-nyttanalys enligt ovan vara relevant, men kommunen kan även vara intresserad av en snävare kommunalekonomisk analys som exempelvis beskriver konsekvenser för kommunens finansiella situation, t.ex. förändrade kommunalskatteintäkter.

Det kan vara intressant eller juridiskt nödvändigt för problemägaren att ta hänsyn till såväl de nyttor och kostnader som berör problemägaren själv som de kostnader och nyttor som berör andra, exempelvis hälsoriskförändringar för tredje man och förändringar av tillgången på ekosystemtjänster som exempelvis sportfiske-möjligheter. För att explicit ta hänsyn till detta kan målfunktionen i ekv. 1 skrivas som:

$$\Phi_i = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} \{ (B_{it}^p + B_{it}^a) - (C_{it}^p + C_{it}^a) \} \quad (\text{ekv 3})$$

Där

B^p = nyttor för problemägaren av att genomföra åtgärden

B^a = nyttor för andra än problemägaren av att genomföra åtgärden

C^p = kostnader för problemägaren av att genomföra åtgärden

C^a = kostnader för andra än problemägaren av att genomföra åtgärden

Hur nyttorna och kostnaderna i uttrycket beräknas beror återigen på analysens syfte. Om syftet är att visa samhällsekonomiska aspekter används kostnads-nyttanalysens beräkningsregler. Då kan ovanstående målfunktion tolkas som ett sätt att belysa fördelningsmässiga aspekter, nämligen hur nyttor och kostnader fördelar sig mellan problemägaren å ena sidan och alla andra som påverkas å andra sidan.

4 Värdering av miljörisker

Det här kapitlet följer till att börja med upp genomgången av kostnads-nyttoanalys i kapitel 3 genom att en ge en grundläggande orientering i ekonomisk värderingsteori i avsnitt 4.1. Sedan ges i avsnitt 4.2 en genomgång av metoder som finns tillgängliga för att värdera miljöförändringar. Dessa två avsnitt lägger grunden för avsnitt 4.3, som handlar om principerna för ekonomisk riskvärdering.

4.1 Grundläggande värderingsteori

Vi såg från föregående kapitel att en kostnads-nyttoanalys syftar till att undersöka de nyttor och kostnader som ett efterbehandlingsprojekt ger upphov till. I ett första steg måste det då studeras:

- a) vilka resurser som krävs för att genomföra projektet i termer av t.ex. arbetskraft, maskintid, provtagningar osv, och
- b) vad projektet åstadkommer i termer av tillgången på olika varor och tjänster, inklusive nyttigheter som hälsa, ekosystemvaror och ekosystemtjänster. Det här kan alltså röra sig om att miljökonsekvenser beskrivs i naturvetenskapliga termer, att hälsokonsekvenser beskrivs i medicinska termer, osv. När utfallet är behäftat med osäkerhet tas hänsyn till att konsekvenserna infaller endast med en viss sannolikhet.

I ett andra steg uttrycks konsekvenserna som nytta och kostnader genom att värdera dem ekonomiskt. Av avsnitt 3.3.1 framgick att resursåtgången enligt (a) värderas som resursernas alternativkostnader och effekterna enligt (b) värderas utifrån de förändringar i konsumentöverskott och producentöverskott som uppstår. I nedanstående avsnitt beskrivs grunderna för detta i mer detalj.

4.1.1 Alternativkostnader

Den samhällsekonomiska kostnaden för de resurser som används för att genomföra en efterbehandlingsåtgärd bör mätas som alternativkostnaden. 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.

Värdet av resurserna i deras alternativa användningar avgörs i princip av hur de påverkar producent- och konsumentöverskott, det vill säga beräkningar som be-

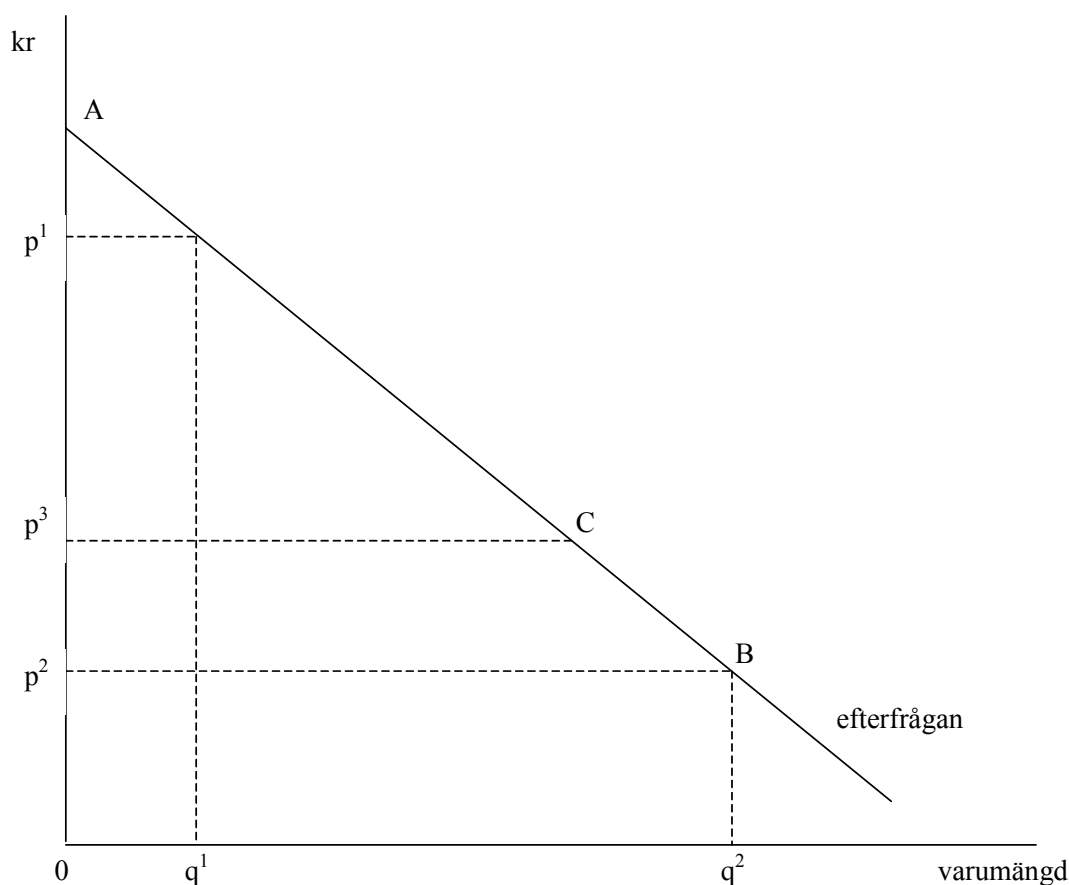
skrivs i närmast följande avsnitt blir aktuella. Men i praktiken används ofta förenklade beräkningar för att skatta alternativkostnaden. Det är vanligt att den helt enkelt räknas ut som utgiften för att använda resursen ifråga. Alternativkostnaden för arbetskraft beräknas således som löneutgifter, alternativkostnaden 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 samhälleliga värde, och (2) inköpet av resursen för efterbehandlingsprojektet är så pass litet i förhållande till marknads totala storlek att inköpet inte leder till att marknadspriset påverkas. Om utgifter används som skattning av alternativkostnader 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. Ekonomisk teori kan ge vägledning för sådana bedömningar, se t.ex. Boardman et al. (2001).

4.1.2 Konsumentöverskott

I linje med det individualistiska synsätt som är förhärskande i nationalekonomisk teori definieras vanligen det ekonomiska värdet av en ökad tillgång på en vara eller tjänst som de resurser en individ är villig att avstå ifrån för att få ökningen ifråga. Därav det centrala begreppet ”betalningsvilja”. Givet denna utgångspunkt är det naturligt att intressera sig för den information som ges från marknader, eftersom marknader ger individer tillfälle att göra avvägningar mellan olika knappa resurser. Efterfrågefunktioner beskriver dessa avvägningar.

I figur 4.1 finns en enkel, linjär efterfrågekurva för en individ. Den kan avläsas på två sätt. Med den vertikala axeln som utgångspunkt ger kurvan den varumängd som en individ efterfrågar för varje givet pris. Men med den horisontella axeln som utgångspunkt säger kurvan – för varje given varumängd – hur mycket pengar en individ är beredd att avstå ifrån för att få en extra enhet av varan. En sådan avvägning mellan sin inkomst och en extra enhet av varan kallas för individens marginella betalningsvilja.

Sambandet mellan p^1 och q^1 i figur 4.1 kan således tolkas på två sätt. Om priset råkar vara p^1 kr, så efterfrågar individen tydligen q^1 enheter av varan. Och för varumängden q^1 är individens marginella betalningsvilja lika med p^1 . Ett så högt pris är individen alltså beredd att betala för att få lite mer av varan. I ett normalfall finns förmodligen mättnadseffekter som göra att den marginella betalningsviljan är lägre för högre varumängder, t.ex. p^2 kr för varumängden q^2 .



Figur 4.1. Konsumentöverskott.

Den totala betalningsviljan för en viss varukonsumtion är lika med summan av alla marginella betalningsviljor för alla enheter upp till denna konsumtionsnivå. Det innebär att den totala betalningsviljan för varumängden q^2 är lika med ytan $0ABq^2$. Den här ytan kan sägas mäta det ekonomiska värdet för individen av konsumtionen q^2 och kallas för det totala konsumentöverskottet. För varor som har ett marknadspris är dock detta ett bruttovärde. Om marknadspriset råkar vara p^2 måste nämligen individen betala $0p^2Bq^2$ för att konsumera q^2 . Konsumentöverskottet (kallas ibland nettokonsumentöverskottet för att poängtera att det rör sig om ett nettovärde) är det relevanta måttet på det ekonomiska värdet av att konsumera q^2 , och detta uppgår till triangeln p^2AB .

Det är värt att poängtera att utgifter alltså inte mäter några ekonomiska värden. De är tvärtom en minuspost i beräkningen av konsumentöverskottet. Det är en vanlig missuppfattning att storleken på utgifter har något att göra med välbefinnande. Däremot kan utgiftsstorleken ha att göra med omfattningen på ekonomisk aktivitet eller hur mycket skatteintäkter som staten kan få in.

Om något inträffar som påverkar konsumentöverskottets storlek, kan denna förändring av storleken tolkas som ett ekonomiskt mått på konsekvenserna för individens välbefinnande. I figur 4.1 kan detta illustreras genom en prisökning från marknadspriset p^2 till ett nytt pris p^3 . Den minskning av konsumentöverskottet som

då uppstår är lika med ytan p^2p^3CB , vilket kan tolkas som ett ekonomiskt mått på förlusten av individens välbefinnande.

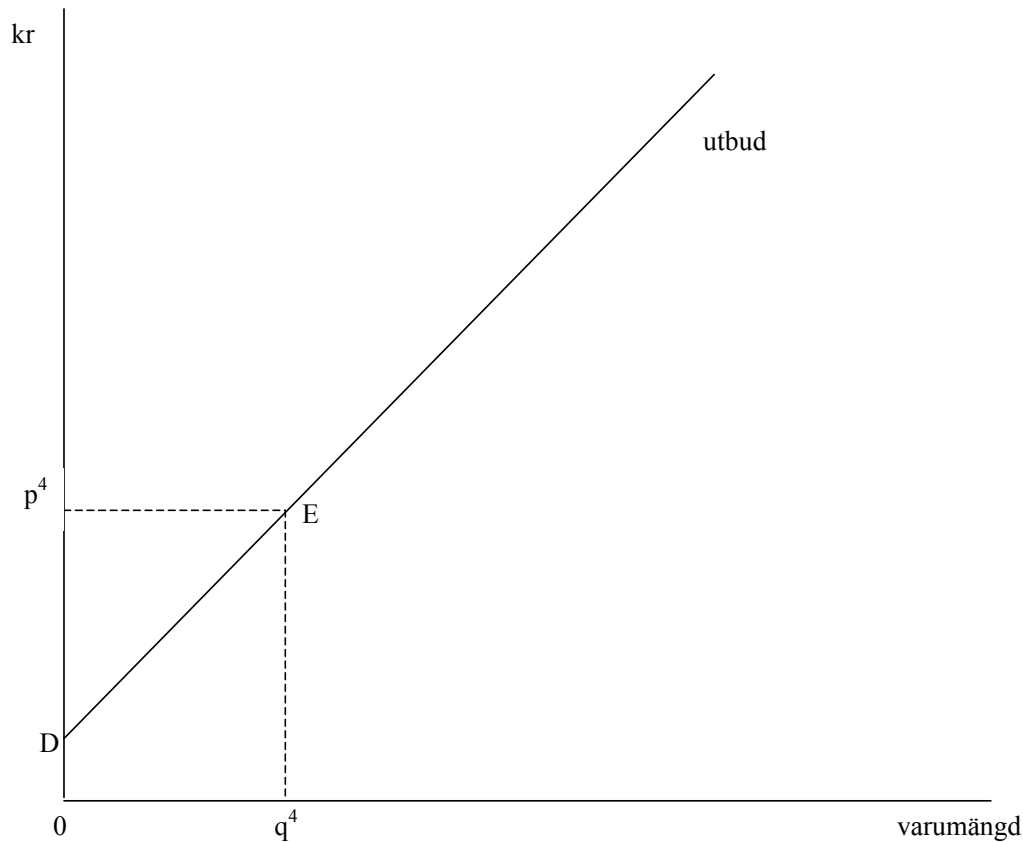
Det konsumentöverskott som beräknas på ovanstående sätt utgår ifrån en efterfrågekurva som är en funktion av varans pris, individens inkomst och andra faktorer som kan ha betydelse för efterfrågan, exempelvis priserna på andra varor. En sådan efterfrågekurva kallas för marshalliansk (efter Alfred Marshall), och det konsumentöverskott som definieras av denna efterfrågekurva kallas därför för det marshallianska konsumentöverskottet. Tyvärr har detta konsumentöverskottsmått ett antal brister. Det skulle vara önskvärt att förändringen i konsumentöverskottet alltid är positiv om en individs välbefinnande ökar och negativ om en persons välbefinnande minskar. Men det kan visas att det i vissa fall inte går att lita på att det marshallianska konsumentöverskottsmåttet betar sig på detta önskvärda sätt. Två i denna mening mer tillförlitliga konsumentöverskottsmått är de hicksianska (efter John Hicks) *kompenenserande variation och ekvivalent variation*, se t.ex. Johansson (1991, 1993). Vi återkommer till dessa mått i avsnitt 4.1.4.

Slutligen ska påpekas att resonemanget ovan utgick från situationen för en enskild individ. I en kostnads-nyttoanalys blir det i typfallet aktuellt att göra en aggregering av förändringen i konsumentöverskottet för alla berörda individer. Ofta utgår man då från en skattning av en aggregerad efterfrågekurva för hela marknaden för varan ifråga.

4.1.3 Producentöverskott

På liknande sätt som efterfrågefunktioner ger information om individers marginella betalningsvilja upplyser utbudsfunktioner om företags marginalkostnad (dvs. den kostnadsökning som uppstår vid produktion av en extra enhet) för produktionen av en vara eller tjänst, åtminstone när företag är så pass små i förhållande till den totala marknaden att de tar marknadspriset för givet. Utbudskurvan i figur 4.2 visar att vid marknadspriset p^4 kr väljer producenten att bjuda ut q^4 enheter av den vara eller tjänst som han producerar. Sambandet kan också tolkas så att marginalkostnaden vid en produktion på q^4 enheter uppgår till p^4 kr.

Summan av alla marginalkostnader för var och en av enheterna upp till q^4 är lika med de totala rörliga kostnaderna för att producera q^4 enheter. I diagrammet motsvaras detta av ytan $0DEq^4$. Totalintäkterna för denna produktion är lika med ytan $0p^4Eq^4$. Producentöverskottet definieras som totalintäkterna minus totala rörliga kostnader, dvs. ytan Dp^4E i diagrammet. Förändringen i producentöverskottet till följd av pris- eller kvantitetsförändringar eller skift i utbudskurvan kan tolkas som förändringen i producentens välbefinnande. För en kostnads-nyttoanalys är det ofta aktuellt att aggregera förändringen i producentöverskottet för alla berörda företag. Liksom fallet var på efterfrågesidan är det då vanligt att utgångspunkten blir en skattning av utbudskurvan för hela marknaden.



Figur 4.2. Producentöverskott.

4.1.4 Betalningsvilja för icke-marknadsvaror

Ovan beskrevs hur efterfråge- och utbudsfunktioner kan användas för att beräkna konsumentöverskottsförändringar. Sådana funktioner kan skattas med hjälp av marknadsdata för varor och tjänster som är föremål för handel på någon marknad. Avsaknaden av marknadsdata gör det mer komplicerat att beräkna förändringar i välbefinnande till följd av en ändrad tillgång på en icke-marknadsvara, såsom många ekosystemtjänster inklusive miljö kvalitet. Det finns dock en rad metoder tillgängliga för att även klara av denna situation, se avsnitt 4.2.

För att illustrera hur konsumentöverskottsförändringar kan beräknas i fallet med icke-marknadsvaror använder vi det hicksianska konsumentöverskottsmåttet kompenserande variation (K). Antag att en individs välbefinnande beror dels på hennes inkomst (y) (som kan användas för konsumtion av marknadsvaror och – tjänster) och dels på tillgången på ekosystemtjänster (z). Detta kan beskrivas i form av individens (indirekta) nyttofunktion:

$$v = V(y,z) \quad (\text{ekv. 4})$$

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

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

$$V(y-K, z^1) = V(y, z^0) \quad (\text{ekv. 5})$$

Vi ser att om projektet skulle leda till en *ökad* tillgång på ekosystemtjänster 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 ekosystemtjänster 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 metoderna i avsnitt 4.2 syftar till att skatta.

4.2 Metoder för värdering av icke-marknadsvaror

Miljö och hälsa är ofta inte föremål för handel på någon marknad och har därmed inte något marknadspris. Det går då inte att direkt använda sig av data om individers avvägningar på marknader för att skatta deras betalningsvilja eller kompensationskrav. 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 det ekonomiska värdet av bättre miljö eller hälsa. Syftet med värderingsmetoderna är i princip att skatta det totala ekonomiska värdet, vilket ofta indelas i användarvärden och icke-användarvärden, där de senare värdena hänför sig till faktumet att människor kan värdesätta en bättre miljö även om de personligen inte har för avsikt att ta del av denna förbättring. Användarvärden och icke-användarvärden kan i sin tur indelas i olika delvärden. Olika värderingsmetoder har dock olika hög grad av förmåga att skatta olika värden, och en speciell egenskap med s.k. scenariometoder är att de kan fånga upp icke-användares värden, se vidare nedan. Metoderna presenteras i detalj i t.ex. Freeman (2003) och Johansson (1995) och översiktligt i t.ex. Brännlund & Kriström (1998) och Söderqvist et al. (2004). För en databas över svenska tillämpningar av metoderna för miljövärdering, se Sundberg & Söderqvist (2004).

I korthet brukar tre olika huvudgrupper av metoder urskiljas, och i nedanstående avsnitt presenteras kortfattat huvudmetoderna inom dessa grupper. Den ena gruppen av metoder baserar sig på data om individers faktiska marknadsbeteende (revealed preferences methods, RP-metoder, avsnitt 4.2.1). 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. Den andra gruppen är scenariometoder (stated preferences methods, SP-metoder, avsnitt

4.2.2), 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. En tredje grupp består av värderingsmetoder som inte är lika fast rotade i ekonomisk teori som de två första grupperna av metoder (avsnitt 4.2.3). 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 överföra resultat från någon tidigare genomförd värderingsstudie till ett nytt sammanhang. Sådan s.k. värdeöverföring beskrivs slutligen i avsnitt 4.2.4.

4.2.1 Metoder som baserar sig på faktiskt marknadsbeteende

I detta avsnitt följer en kortfattad beskrivning av de viktigaste RP-metoderna. För en mer komplett genomgång, se t.ex. Freeman (2003).

4.2.1.1 PRODUKTIONSFUNKTIONSMETODEN

Att ekosystemtjänster är en produktionsfaktor betyder att de används för produktionen av en marknadsvara. Vid lite närmare eftertanke förhåller det sig ofta på det här sättet. Produktionen i jordbruket och skogsbruket beror exempelvis på jordens bördighet, vilken i sin tur upprätthålls genom arbetet av olika organismer i jorden. Skörden är sedan föremål för handel på en marknad, och denna kan beskrivas med hjälp av efterfråge- och utbudsfunktioner. Ett annat exempel är hur beroende torskfisket i Östersjön är av havets vattenkvalitet. Fiskerinäringen kan göra fångster ("producera") tack vare bland annat arbetskraft, fångstredskap och båtar samt en rad havsmiljöfaktorer. Den fångade torsken är en marknadsvara för vilken efterfråge- och utbudssamband kan skattas. Så fort det går att konstatera hur efterfrågan och utbud förändras av tillgången på ekosystemtjänsten går det också att värdera förändringen ekonomiskt. Produktionsfunktionsmetoden är en viktig värderingsmetod, vars användning dock ofta begränsas av otillräcklig kunskap om hur naturen fungerar som en produktionsfaktor. Det kan exempelvis vara svårt att konstatera i vilken grad minskade utsläpp av ett visst ämne till havet påverkar fångsterna av en viss fiskart.

4.2.1.2 RESEKOSTNADSMETODEN

Med resekostnadsmetoden går det att värdera de rekreativmöjligheter som naturen erbjuder. Betalningsviljan för att besöka ett rekreativområde kan skattas om det finns tillräckligt mycket data om hur mycket pengar och tid som folk lägger ned på att ta sig till området. Att studera rekreativvärdet av ett visst område, exempelvis en nationalpark, var den ursprungliga användningen av resekostnadsmetoden. Mer moderna tillämpningar av metoden går ut på att undersöka hur olika egenskaper hos ett rekreativområde 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 (resekostnad, inkomst, serviceutbud, och så vidare),

finns det möjligheter att härleda en betalningsvilja för en förbättring av egenskaperna.

4.2.1.3 FASTIGHETSVÄRDEMETODEN

Miljö- och hälsofaktorer kan påverka priset på fastigheter. Ett fritidshus som är beläget vid en strand med dålig vattenkvalitet kan ha ett lägre marknadspris än ett fritidshus vid en strand med fint vatten, även om husen och omgivningarna i alla andra avseenden är identiska. Om data om husens pris, egenskaper och omgivning, inklusive vattenkvaliteten, finns tillgängliga, kan ett indirekt marknadspris på vattenkvalitet skattas och i vissa fall även betalningsviljan för en bättre vattenkvalitet. Denna metod kallas vanligen fastighetsvärdemetoden eller den hedoniska metoden.

4.2.1.4 ERSÄTTNINGSKOSTNADSMETODEN OCH SKYDDSUTGIFTSMETODEN

Ibland kan en marknadsvara åtminstone i viss utsträckning fungera som substitut för en ekosystemtjänst. Att bygga reningsverk kan exempelvis ses som ett sätt att kompensera förlusten av utdikade våtmarkers vattenreningsförmåga. Kostnaderna för att på detta sätt försöka ersätta förlusten av en ekosystemtjänst brukar kallas för ersättningskostnader. Sådana kostnader kan tolkas som ekosystemtjänstens ekonomiska värde, givet att följande förutsättningar är uppfyllda:

- a) Det av människan skapade ersättningssystemet ger tjänster i lika stor mängd och av lika hög kvalitet som ekosystemtjänsten.
- b) Det av människan skapade ersättningssystemet är det kostnadseffektiva sättet att ersätta ekosystemtjänsten.
- c) Medborgarna skulle faktiskt vara villiga att betala kostnaderna för ersättningssystemet om ekosystemtjänsten inte längre finns tillgänglig.

Ersättningskostnadsmetoden tenderar att handla om samhälleligt samordnade projekt för att ersätta ekosystemtjänster eller potentiella sådana projekt. När det istället handlar om att individer självständigt agerar på en marknad för att kompensera sig för en försämrad miljö kvalitet eller minskad tillgång på en ekosystemtjänst talar man vanligen om skyddsutgifter. Ett exempel är när människor installerar någon utrustning av något slag för att rena dricksvatten som tas från grundvatten som har blivit förorenat. Ur ett dricksvattenperspektiv fungerar ett sådant filter som ersättning för ett rent grundvatten, om filtret gör så att kvaliteten på dricksvattnet bibehålls.

4.2.2 Scenariometoder

Scenariovärderingsmetoden (*the contingent valuation method*, ”CV-metoden”) är den scenariometod som används mest. Med hjälp av intervjuer eller enkäter beskrivs en förändring i tillgången på en ekosystemtjänst för ett (vanligen) slumpmässigt urval personer. Sedan ställs i typfallet frågor om personernas betalningsvilja för ett förverkligande av förändringen. Ibland tillfrågas personer i stället om sina kompensationskrav. *Choice experiments* (CE) är en närbesläktad scenariometod som baserar sig på hur de utvalda personerna väljer mellan olika situationer som

skiljer sig åt med avseende på bland annat betalningskrav och egenskaperna hos en miljöförändring. Valen ger möjlighet att härleda en betalningsvilja för var och en av egenskaperna.

Scenariometoder ställer stora krav på utformningen av text, bilder och annat som ska förmedla information om den tänkta förändringen av ekosystemtjänsten. En kontroversiell egenskap hos metoderna är att de inte använder sig av data om människors faktiska beteende på någon marknad. Metodernas förespråkare menar dock att vid goda tillämpningar av metoden erhålls information om hur människor faktiskt skulle bete sig om den hypotetiska marknadssituationen blev verklighet. Ett annat argument för scenariometoder är att det går att få information om värderingar hos människor som åtminstone inte för tillfället använder sig av den ekosystemtjänst som ska värderas. Om en förbättrad miljö kvalitet i ett rekreationsområde värderas med hjälp av resekostnadsmetoden använder man sig enbart av besökarnas värderingar, men det kan mycket väl tänkas att även icke-besökare bryr sig om miljö kvaliteten i detta område. Människor kan värdesätta blotta existensen av en god miljö (s.k. existensvärden) även om de aldrig själva har tänkt sig att komma i närkontakt med den. Sådana icke-användares värderingar kan fångas upp med hjälp av scenariometoder.

4.2.3 Andra värderingsmetoder

Gemensamt för de värderingsmetoder som hittills har nämnts är att de kan motiveras med hjälp av gängse ekonomisk teori. De ekonomiska värdena härleds från data kring människors egna avvägningar mellan miljö och andra knappa resurser. Det finns dock även andra metoder för värdering av miljöförändringar, vilka inte är lika fast rotade i ekonomisk teori. En sådan metod är *humankapitalmetoden*, som ofta har används för att värdera miljörelaterade hälsoeffekter. Denna metod grundar sig bland annat på antagandena att en persons värde är vad hon producerar och att löner ger information om produktivitet. Metoden ger en grund för att använda data om produktionsbortfall för att värdera försämrad hälsa. Till detta läggs vanligen beräkningar av vårdkostnader. Sådana data är intressanta och kan i vissa fall motiveras med att de ger information om den undre gränsen för skadekostnaderna. Metoden måste dock användas med varsamhet eftersom den kan ge resultat som inte är försvarbara, till exempel att pensionärer inte är värda någonting.

En annan möjlighet till ekonomisk värdering är att studera den *politiska betalningsvilja* som avslöjas av miljöpolitiska beslut. Med detta avses den kostnad som uppstår för att realisera besluten. Det ska dock observeras att det är långt ifrån självklart att sådana kostnader ger information om medborgarnas samlade betalningsvilja för det som beslutet gäller. Detta hindrar inte att det finns beslut som relativt starkt återspeglar medborgarnas åsikter. Kanske har beslutet föregåtts av en intensiv diskussion, där många olika gruppers åsikter har kommit till uttryck och dessutom gått i samma riktning. Att värdera med hjälp av kostnaderna för att realisera politiska beslut påminner om ersättningskostnadsmetoden, och de tre villkor som ovan nämndes i samband med denna metod blir således återigen aktuella.

4.2.4 Värdeöverföringar

Vid en värdeöverföring generaliseras resultaten från en tidigare genomförd värderingsstudie ("primärstudien") till att gälla ett nytt sammanhang. 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. inkomst och preferenser) vara likartade eller åtminstone möjliga att justera för. Om dessa krav uppfylls på ett tillfredsställande sätt kan värdeöverföringar vara ett kostnadseffektivt sätt att genomföra en ekonomisk värdering (Brookshire & Neill, 1992, Brouwer, 2000).

En lämplig principiell arbetsgång för att genomföra en värdeöverföring presenteras i tabell 4.2 nedan. Potentiellt lämpliga primärstudier kan exempelvis hittas i databaser över ekonomiska värderingsstudier såsom ValueBase^{SWE} (www.beijer.kva.se/valuebase.htm) och EVRI (www.evri.ca). Primärstudiens resultat överförs sedan till det nya sammanhanget, helst efter att ha justerat primärstudiens resultat för skillnader i antalet berörda, inkomst, befolkningsfördelning, geografiska och kulturella skillnader etc. En fullständig sådan justering är inte möjlig att uppnå varför en viss nivå av osäkerhet alltid kvarstår. Avgränsningen av antalet berörda får ofta ett stort genomslag i slutresultatet. 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.

Tabell 4.2. 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 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. Justera för olikheter jämfört med primärstudiernas sammanhang
7. Validera överföringsresultaten genom samråd med de berörda

Källa: Bearbetat från Brouwer (2000).

4.3 Värdering av miljö- och hälsorisker

Hittills har vi i det här kapitlet sagt mycket lite om risker. Värderingsmetoderna ovan har beskrivits som sätt att värdera miljö- och hälsoförändringar utan att ta hänsyn till att dessa konsekvenser inte nödvändigtvis inträffar med full säkerhet. Vi övergår dock nu från detta deterministiska perspektiv till ett probabilistiskt. 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*. Principerna för dessa ansatser beskrivs i avsnitt 4.3.1 respektive 4.3.2. Framställningen följer Freeman (2003) nära.

Som hjälp för beskrivningen inför vi 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^* och 0 . Med A^* menas att de här konsekvenserna faktiskt inträffar, och utfallet $A=A^*$ sker med sannolikheten P . Om konsekvenserna däremot inte uppstår är $A=0$, och detta utfall sker med sannolikheten $1-P$.

4.3.1 Riskvärdering ex post

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. Värderingen görs sedan probabilistisk genom en multiplikation med sannolikheten för att konsekvensen inträffar. Med hjälp av beteckningarna i avsnitt 4.1.4 kan ett konsumentöverskott i form av kompenserande variation definieras som:

$$V(y-K_p,0) = V(y,A^*) \quad (\text{ekv. 6})$$

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

För att skatta K_p kan flera värderingsmetoder i avsnitt 4.2 användas. Ett exempel kan vara värdering av ett efterbehandlingsprojekt som skulle leda till att risken för att en viss miljöskada inträffar minskar från $1/10\ 000$ till $1/50000$. En möjlighet kan då vara att genomföra en scenariovärderingsstudie som undersöker betalningsviljan för att undvika miljöskadan (konsekvensen) utan att osäkerheten att den inträffar tas med i värderingsscenarioet. Värdet av riskminskningen beräknas sedan *ex post* som betalningsviljan för att undvika konsekvensen multiplicerat med $(1/50000-1/10000)$.

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 $1/20\ 000$ till $1/100\ 000$. Riskvärderingen *ex post* sker sedan genom att multiplicera den ekonomiska skadan skattad genom humankapitalmetoden med riskminskningen $(1/100\ 000-1/20\ 000)$.

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. Välfärdsteorins individualistiska utgångspunkt 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.

4.3.2 Riskvärdering *ex ante*

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. 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 & Tversky, 2000). Förväntad nytta, $E(v)$, definieras enligt följande:

$$E(v) \equiv PV(y, A^*) + (1-P)V(y, 0) \quad (\text{ekv. 7})$$

Med hjälp av detta uttryck kan en kompensande variation *ex ante* definieras som:

$$V(y - K_a, 0) = PV(y, A^*) + (1-P)V(y, 0) \quad (\text{ekv. 8})$$

där K_a kan tolkas som individens maximala betalningsvilja *ex ante* för att undvika A^* . 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).

Av avsnitt 4.3.1 framgick att PK_p är en möjlighet att göra en riskvärdering. Optionspriset är en annan möjlighet, och det framhålls ofta att optionspriset är ett mer tillfredsställande mått eftersom det explicit tar hänsyn till individers preferenser med avseende på olika typer av risksituationer, något som vanligen beskrivs i termer av graden av riskaversion. Det kan ändå finnas skäl att göra riskvärderingar *ex post*. Datatillgången kan vara så pass knapp att endast PK_p kan skattas, inte optionspriset. Vidare kan det vara metodologiskt besvärligt att få kunskap om optionspriset, jfr nedan. Vid en riskvärdering *ex post* vore det då en fördel att kunna säga om skattningen av PK_p utgör en underskattning eller en överskattning av optionspriset, men tyvärr finns ingen allmän regel som kan ge en upplysning om detta.

Flera av värderingsmetoderna i avsnitt 4.3 kan tillämpas på ett sätt som resulterar i en riskvärdering *ex ante*. 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 fastighetsvärderingsmetoden utformas så att hälsoriskens inverkan på fastighetspriser studeras. En variant av fastighetsvärderingsmetoden som ofta har använts för att värdera hälsoriskförändringar *ex ante* är den hedoniska lönetmetoden. Då studeras löneskillnader mellan yrken som varierar ifråga om hälsorisker.

Vidare har scenariometoder ofta använts för att undersöka individers betalningsvilja för riskreducerande projekt. Sådana tillämpningar ställer höga krav på metodernas förmåga att på ett begripligt sätt kommunicera information om konsekvenser och sannolikheter till respondenterna. I fall då metoderna 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*.

Slutligen bör noteras att när individer gör ekonomiska avvägningar med avseende på risk är det långtifrån säkert att deras riskbedömning stämmer överens med den vetenskapligt konstaterade risken. Ekonomisk värdering utgår per definition från individernas egna avvägningar och därmed från subjektiv risk. Men om det råder stor osäkerhet om hur den subjektiva risken förhåller sig till den objektiva risken kan riskvärderingen bli svårtolkad. En sådan osäkerhet kan exempelvis försvåra en jämförelse mellan betalningsvilja (baserad på subjektiv risk) och kostnaderna för ett projekt vars riskreduktion är beräknad utifrån objektiv risk.

4.3.3 Några avslutande observationer

Som har framgått av ovanstående avsnitt går ekonomisk riskvärdering ex ante 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, vare sig det handlar om objektiv risk eller subjektiv risk. Många olika faktorer har potentiell betydelse för hur riskförändringen värderas.

Förutom socioekonomiska faktorer kan det handla om:

- Riskens karaktär, t.ex. om det är en individuell risk eller en kollektiv risk.
- Typen av konsekvens, t.ex. vilken typ av sjukdom som kan inträffa om det är fråga om hälsorisker.
- Riskens storlek i utgångsläget, t.ex. om det är en hög eller låg initial sannolikhet för om en konsekvens inträffar.
- Riskförändringens storlek.

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), vilket 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.

Utifrån information om hur människor värderar små dödsriskminskningar beräknas VSL på följande sätt: 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 lika med $50\,000 \times 1000 = 50$ Mkr. I detta fall blir alltså skattningen av VSL lika med 50 Mkr. VSL-skattningar kan dock förväntas variera kraftigt beroende på socioekonomiska

faktorer och vilken typ av dödsrisk det handlar om. Ändå används ofta standardvärden på VSL, något vi återkommer till i avsnitt 5.6.

Slutligen kan konstateras att en riskvärdering förutsätter information om riskens storlek före och efter en åtgärd. Vi har tidigare konstaterat att kopplingen mellan riktvärden och risk är diffus, vilket gör att enbart kunskapen om att en åtgärd skulle räcka till för att underskrida ett riktvärde inte nödvändigtvis räcker till för att göra en riskvärdering. Om kunskapen kring vad en åtgärd faktiskt åstadkommer i termer av effekter är vag, tenderar en ekonomisk värdering också att bli vag. Denna problematik kommer att illustreras av fallstudierna i kapitel 5.

5 Riskvärdering i praktiken

5.1 Inledning

I kapitel 3 presenterades en s.k. *målfunktion* som matematiskt beskriver en beslutsanalys. I detta kapitel skall denna målfunktion närmare specificeras för två fall: *Oskarshamns hamn* och *Wockatz-området* vid Göta älv. I målfunktionen ingår kostnader och nyttor som uppstår i samband med ett efterbehandlingsprojekt.

Nyttorna kan betraktas som de minskade risknivåer som uppstår för människa och miljö i och med efterbehandlingen, och kan värderas i ekonomiska termer med hjälp av ekonomiska värderingsmetoder i de fall varorna/tjänsterna som påverkas av efterbehandlingen inte är marknadsprissatta.

Kostnaderna har bl.a. att göra med undersökning, utformning och genomförande av efterbehandlingsåtgärden, och är åtminstone konceptuellt sett enklare att uppskatta än nyttorna. Syftet med detta kapitel är att för de olika beståndsdelarna i målfunktionen specificera hur vissa av dem kan värderas ekonomiskt. Målfunktionerna för Oskarshamn och Wockatz-området specificeras i figur 5.1 respektive 5.2.

För Oskarshamn sker värderingsdiskussionen utifrån två olika perspektiv: *ex post* och *ex ante*. En presentation ges av hur värderingarna av minskade risker idealiskt sett skulle kunna gå till och kompletteras med ett alternativt tillvägagångssätt med utgångspunkt från riktvärden, som redan har testats i praktiken (Rosén et al., 2005). Dessutom diskuteras upplägget av en tänkt CV-studie i området.

För Wockatz-området diskuteras fastighetsvärdering och värdering av minskade hälsorisker. Till skillnad från Oskarshamn utgör Wockatz ett exempel på fall där (hälso) riskminskningar värderas direkt med utgångspunkt från (delvis fiktiva) risknivåer utan inblandning av riktvärden.

Målfunktion för åtgärdsalternativ i :

$$\Phi_i = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} \{ [B_{in,i}(t) + B_{ex,i}(t)] - [C_{in,i}(t) + C_{ex,i}(t)] \}$$

där:

B_{in} = problemägarens nytta av att genomföra åtgärden

B_{ex} = nytta av att genomföra åtgärden, för andra än problemägaren

C_{in} = problemägarens kostnader för att genomföra åtgärden

C_{ex} = kostnader för att genomföra åtgärden, för andra än problemägaren

r = diskonteringsränta (i miljöprojekt anses låga räntesatser ofta vara motiverade; i ett allmänt fall kan diskonteringsräntan tänkas variera över tiden, men i uttrycket och denna analys har antagits att r är konstant). Diskonteringsräntan har i analysen satts till 2 %.

T = tidshorisont angivet i antal år t (i miljöprojekt anses ofta långa tidshorisonter vara motiverade). Tidshorisonten har i analysen satts till 100 år.

Problemägarens nytta är:

- B_{res} = värdet av att undvika framtida restriktioner för hamnverksamheten
- B_{mv} = ökat markvärde
- B_{ja} = värdet av ett minskat juridiskt ansvar
- B_{pr} = värdet av ett ökat förtroende för problemägaren
- R_a = värdet av reducerade arbetsmiljörisker för anställda inom området

Övriga samhällets nytta är:

- R_m = värdet av reducerad risk för ekologiska system inom identifierade skyddsobjekt
- R_h = värdet av reducerad risk för människors hälsa inom identifierade skyddsobjekt
- B_{fa} = värdet av ökade fastighetsvärden i anslutning till hamnområdet
- B_{re} = värdet av ökade möjligheter till rekreation inom och i anslutning till hamnområdet

Problemägarens kostnader är:

- C_u = kostnaden för undersökning och design av åtgärden
- C_k = kapitalkostnader
- C_g = kostnader för genomförande av åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering
- C_m = kostnader för uppföljning och kontroll
- R_p = ekonomiska projektrisker för problemägaren, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och arbetsskador till följd av efterbehandlingen

Övriga samhällets kostnader är:

- R_{ms} = ökade miljörisker i samband med åtgärden
- R_{hs} = ökade hälsorisker i samband med åtgärden
- R_{tr} = ökade olycksrisker i samband med transporter av föroreningar från området
- R_{de} = ökade miljörisker vid platsen för deponering av förorenade massor

Figur 5.1. Målfunktionen och dess poster för Oskarshamns hamn i en beslutsanalys av Rosén et al. (2005).

Målfunktion för åtgärdsalternativ i :

$$\Phi_i = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} \{ [B_{in,i}(t) + B_{ex,i}(t)] - [C_{in,i}(t) + C_{ex,i}(t)] \}$$

där:

B_{in} = problemägarens nytta av att genomföra åtgärden

B_{ex} = nytta av att genomföra åtgärden, för andra än problemägaren

C_{in} = problemägarens kostnader för att genomföra åtgärden

C_{ex} = kostnader för att genomföra åtgärden, för andra än problemägaren

r = diskonteringsränta (i miljöprojekt anses låga räntesatser ofta vara motiverade; i ett allmänt fall kan diskonteringsräntan tänkas variera över tiden, men i uttrycket och denna analys har antagits att r är konstant). Diskonteringsräntan har i analysen satts till 2 %.

T = tidshorisont angivet i antal år t (i miljöprojekt anses ofta långa tidshorisonter vara motiverade). Tidshorisonten har i analysen satts till 100 år.

Problemägarens nytta är:

- B_{res} = värdet av att undvika framtida restriktioner för hamnverksamheten
- B_{mv} = ökat markvärde
- B_{ja} = värdet av ett minskat juridiskt ansvar
- B_{pr} = värdet av ett ökat förtroende för problemägaren
- R_a = värdet av reducerade arbetsmiljörisiker för anställda inom området

Övriga samhällets nytta är:

- R_m = värdet av reducerad risk för ekologiska system inom identifierade skyddsobjekt
- R_h = värdet av reducerad risk för människors hälsa inom identifierade skyddsobjekt
- B_{fa} = värdet av ökade fastighetsvärden i anslutning till hamnområdet
- B_{re} = värdet av ökade möjligheter till rekreation inom och i anslutning till hamnområdet

Problemägarens kostnader är:

- C_u = kostnaden för undersökning och design av åtgärden
- C_k = kapitalkostnader
- C_g = kostnader för genomförande av åtgärden, inklusive eventuell transport och deponering
- C_m = kostnader för uppföljning och kontroll
- R_p = ekonomiska projektrisiker för problemägaren, exempelvis fördröjning av efterbehandlingen och arbetsskador till följd av efterbehandlingen

Övriga samhällets kostnader är:

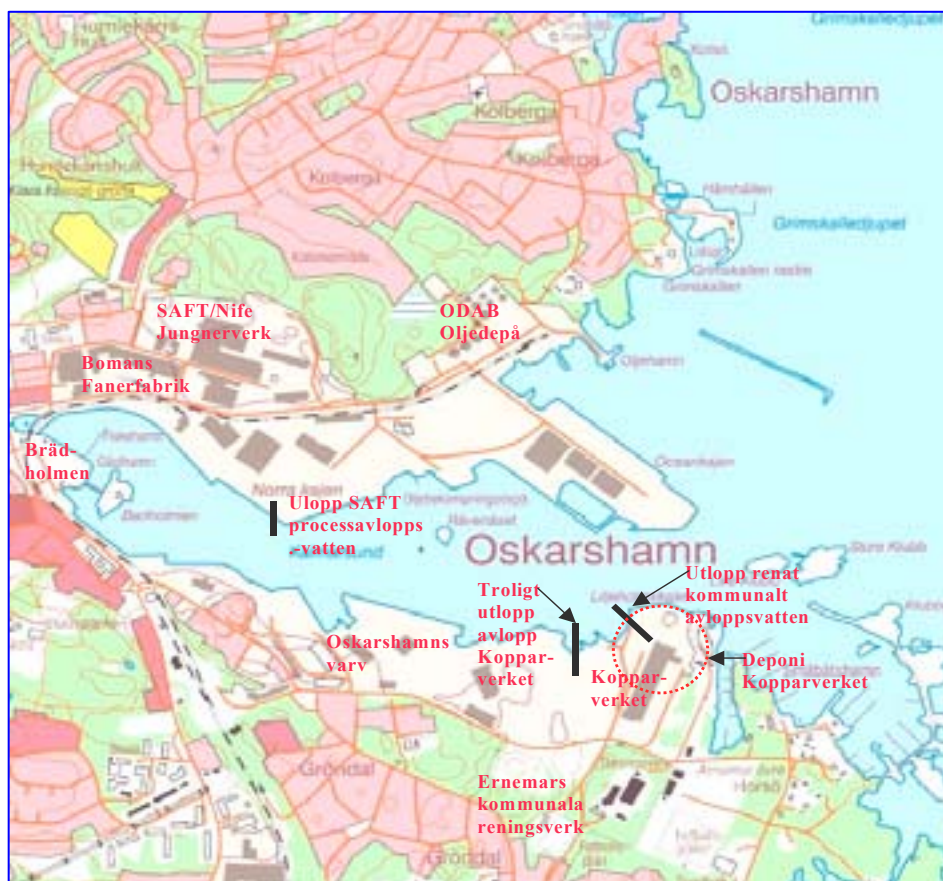
- R_{ms} = ökade miljörisiker i samband med åtgärden
- R_{hs} = ökade hälsorisiker i samband med åtgärden
- R_{tr} = ökade olycksrisiker i samband med transporter av föroreningar från området
- R_{de} = ökade miljörisiker vid platsen för deponering av förorenade massor

Figur 5.2. Målfunktionen och dess poster för Wockatz-området.

5.2 Exemplet Oskarshamns hamn

5.2.1 Områdesbeskrivning

Oskarshamns hamnbassäng är belägen i de centrala delarna av Oskarshamn, se figur 5.3. Vattendjupet i hamnbassängen är ca 8 meter. Sedimenten i en stor del av hamnbassängen är lösa och finkorniga och innehåller en relativt hög andel vatten och organiskt material. De lösa sedimenten underlagras av fast morän eller ställvis av fastare gyttja. Bottnarna i hamnbassängen kan till stor del karakteriseras som s.k. ackumulationsbottnar, dvs. partiklar sedimenterar kontinuerligt i hamnbassängen. Sedimenten är ofta störda och omlagrade på grund av yttre påverkan (båttrafik). Det finns förorenade sediment inom ca 750 000 m² i hamnbassängen vilket motsvarar drygt 60 % av hamnbassängens yta. Mäktigheten av de förorenade sedimenten är i genomsnitt knappt 1 m, men varierar mellan 0->2 m. Generellt är sedimenttjockleken mindre i de yttre delarna av hamnbassängen. I hamnens inre delar ökar föroreningshalterna nedåt i sedimentprofilen och i de yttre delarna av hamnen är halterna höga i ytan men avtar mot djupet.



Figur 5.3. Oskarshamns hamn med fortfarande aktiva föroreningskällor. Ur Rosén, L., Grahn, L.; Brodd, P. (2005) Riskbaserad beslutsanalys – Val av åtgärd för hantering av föroreningar vid Oskarshamns hamn. Rapportnr O-hamn 2004:2. Oskarshamns kommun.

5.2.2 Riskidentifiering

I Oskarshamns hamnbassäng förekommer, som ovan nämnts, stora mängder förorenade sediment vars ursprung är dels från den tidigare varvsindustrin och det gamla kopparverket, dels från nu aktiva källor (se figur 5.3). Från sedimenten sprids föroreningar vidare till grunda fjärdar och ackumulationsområden utanför hamnbassängen och även längre bort till den egentliga Östersjön. Olika typer av risker förekommer i området. Det kan finnas risker för olika kategorier av människor (arbetande, lekande barn, boende m.fl.) och olika typer av ekologiska system (fiskar, vattenlevande växter, landlevande växter m.m.). Ett efterbehandlingsprojekt skulle bidra till att minska dessa risker. Minskade ekologiska, miljörelaterade och hälsomässiga risker är värdefulla, liksom den positiva inverkan de minskade riskerna kan ha på användarvärdena av en vattenresurs, kulturhistoriska värden, rekreativvärden m.m.

I detta avsnitt beskrivs ett antal konsekvenser av efterbehandlingsåtgärder i Oskarshamns hamn som har särskilt tydlig koppling till riskbegreppet. Det kan mycket väl finnas ytterligare konsekvenser, men de följande anser vi vara mest centrala. Presentationen av R_m (reducerad risk för ekologiska system), R_h (reducerad risk för människors hälsa) och B_{re} (ökade möjligheter till rekreation inom och i anslutning till hamnområdet³) är en sammanfattning av beskrivningarna i Rosén et al. (2005).

5.2.3 Reducerad risk för ekologiska system

Störst positiv effekt av efterbehandlingsåtgärder avseende upptag av tungmetaller i vattenlevande organismer bedöms uppnås i Oskarshamns hamnbassäng. Där förväntas halterna av koppar, zink, bly och arsenik minska i musslor. Det är inte lika troligt att halterna av kadmium och nickel minskar i musslor eftersom dessa metaller tillförs hamnen av aktiva källor. Ju längre ut i hamnbassängen organismerna finns, desto mindre sannolikt är det att haltminskningarna blir mätbara p.g.a. den stora utspädningen av uttransporterade ämnen med Kalmarsundsvatten. Detta innebär att det knappast kommer att kunna påvisas några säkra haltminskningar i blåstång, musslor och fisk strax utanför hamnbassängen till följd av åtgärderna av enbart sedimenten. På grund av den mycket stora utspädningen i Kalmarsund kommer det sannolikt inte heller att gå att påvisa statistiskt säkra haltförändringar i organismer i kustområdet eller i Kalmarsund som helhet till följd av åtgärder i Oskarshamns hamnbassäng (O-hamn 2004:1).

En betydande del av föroreningarna från Oskarshamns hamn transporteras sannolikt längre bort än det närliggande kustområdet. För egentliga Östersjön konstateras emellertid att andelen tillskott från Oskarshamns hamn jämfört med övriga källor är mycket litet. Enligt utförda utredningar (O-hamn 2004:1) kommer det inte att gå att mäta eller urskilja miljöeffekter, orsakade av utsläppen i Oskarshamns hamnbassäng, i egentliga Östersjön eller i Kalmarsund som helhet. Det påpekas dock att utsläppen medverkar till de potentiella negativa effekter och faktiska pro-

³ De ökade möjligheterna till rekreation har ingen direkt koppling till riskbegreppet men däremot en indirekt koppling såtillvida att minskade risker för ekologiska system och hälsa kan möjliggöra rekreation.

blem som vissa föroreningar orsakar nu och/eller i framtiden, exempelvis kadmium och kvicksilver.

5.2.4 Reducerad risk för människors hälsa

Efterbehandling leder till att människor exponeras i mindre grad av giftiga ämnen, vilket leder till en minskad hälsorisk. Vid en efterbehandling reduceras risken för att människor exponeras för föroreningar. De förorenade sedimenten utgör dock ingen direkt risk för människors hälsa där de ligger. För människor har ett antal ”indirekta” hälsorisker identifierats:

- intag av fisk
- intag av mussla
- intag av sjöfågel

Varken musslor eller sjöfågel från området i och omkring Oskarshamn hamn konsumeras av människor, och utgör därmed ingen risk för människor, och halterna av giftiga ämnen i fisk kan betraktas som marginella, redan före efterbehandling. Detta innebär att det inte finns några kostnader för ”förorenad fisk” och inte heller någon tydlig ”nytta” med en efterbehandling ur människors hälsoperspektiv. Med andra ord är alltså värdet av Rh sannolikt lika med noll i det här fallet.

5.2.5 Ökade möjligheter till rekreation

Möjligheterna och intresset för rekreation kan öka efter att ett område efterbehandlats. Det finns flera exempel i Sverige där både land- och vattenområden som åtgärdats blivit rekreationsområden. I området som kallas Brädholmen och Badholmen finns aktivitetsytor som används för olika verksamheter idag. Genom att sanera innerhamnen skapas förutsättningar för en ökad rekreation med bad och fiske i ett väldigt centralt läge av Oskarshamn. Det är fullt möjligt att bada i vattnet idag eftersom vattenkvaliteten är bra. Det är dock mindre hälsosamt att bada i samband med att vattnet grumlas upp när Gotlandsfärjan lägger till då föroreningar frigörs i vattenmassan. Det är också möjligt att fiska i hamnområdet eftersom vattenkvaliteten är tillräckligt bra. Idag badar inga människor vid Badholmen och få människor fiskar i hamnområdet eftersom det historiskt sett alltid varit förorenat och inte varit attraktivt för de boende i Oskarshamn.

Genom att skapa en attraktiv miljö i anslutning till hamnen med exempelvis en centralt belägen badplats skulle Oskarshamns rykte som turistmål kunna förbättras. Det finns exempel på värderingar där rekreation i form av exempelvis badplats visat sig betinga ett högt värde. Indirekt kommer efterbehandlingsåtgärderna att möjliggöra en flytt av Gotlandsterminalen längre ut i hamnen. Detta kommer sannolikt att leda till mindre trafik genom de centrala delarna av Oskarshamn och det aktuella området vid Brädholmen som då kan bli en lugnare och tystare miljö för rekreation.

5.3 Riskvärdering i Oskarshamns hamn – möjligheter och svårigheter

5.3.1 Möjliga värderingsmetoder

För att ekonomiskt värdera de reducerade riskerna som beskrevs ovan krävs att värderingsmetoder används eftersom att vi har att göra med icke-marknadsprissatta varor/tjänster såsom ekosystemtjänster och rekreation. För samtliga värderingsmetoder gäller att kravet på kunskap om efterbehandlingsåtgärdernas effekter är stora. Tyvärr är det ofta svårt att få tillräckliga effektdata⁴, vilket gör att alternativa sätt att belysa effekterna måste prövas. Rosén et al. (2005) hanterade problemet i Oskarshamn genom att analysera värdet av att sannolikheten för att riktvärden skall överskridas minskar (se avsnitt 5.4). Men det faktum att ett riktvärde överskrids eller ej säger inte mycket om de konkreta effekter i termer av minskade risker som detta innebär för människa och miljö. Idealet är att veta hur sannolikheten ser ut för att olika effekter skall inträffa. Ett upplägg av värderingsstudie för Oskarshamns hamn diskuteras i nästa avsnitt som om effekterna vore tydliga, och utgör i den meningen en idealsituation.

Om tid och pengar tillåter är det allra bästa om primärdata kan samlas in eftersom detta möjliggör att frågeformulär m.m. kan skraddarsys utifrån värderingsstudiens syfte, vilket bör påverka studiens kvalitet på ett positivt sätt.⁵ Men ofta är detta inte möjligt och då kan värdeöverföring vara ett alternativ om lämpliga, jämförbara studier finns att tillgå.

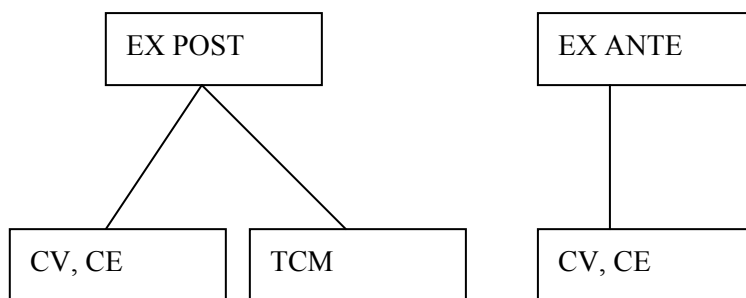
Vidare är i idealfallet perspektivet probabilistiskt, vilket innebär att konsekvenser (miljö- och hälsoförändringar) inträffar endast med en viss sannolikhet (P). Då finns det som diskuterats i kapitel 4 två huvudansatser till att ekonomiskt värdera den resulterande riskförändringen: riskvärdering ex post eller riskvärdering ex ante. Olika värderingsmetoder lämpar sig bäst beroende på vilken huvudansats som väljs. Ex ante perspektivet utgår ifrån de val individer gör med avseende på risken för en viss konsekvens innan de vet om denna konsekvens uppstår eller ej. När det gäller individernas olika riskpreferenser kan dessa fångas in med hjälp av någon scenariometod genom direkt utfrågning. En riskvärdering ex post innefattar däremot en värdering av konsekvensen som om den faktiskt hade inträffat. Sedan görs värderingen probabilistisk genom en multiplikation med sannolikheten för att konsekvensen inträffar.

Figur 5.4 exemplifierar valet av värderingsmetod utifrån de två ansatserna till riskvärdering och ett val mellan scenariometoder (CV/CE) och resekostnadsmetoden (TCM). För riskvärdering ex ante passar resekostnadsmetoden mindre bra eftersom riskinställningen hos respondenterna är svår att få kunskap om utan en

⁴ Exempelvis är det önskvärt att få kvantitativa uppgifter om ökningen av fiskfångster i kilo och antal till följd av efterbehandlingen, snarare än att endast få informationen om att fisket "har förbättrats". Soutukorva och Söderqvist (2005) har i Naturvårdsverksrapporten "Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier" utvecklat ett instrument som är tänkt att användas som stöd för kvalitetsbedömning av värderingsstudier.

⁵ Soutukorva och Söderqvist (2005) har i Naturvårdsverksrapporten "Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier" utvecklat ett instrument som är tänkt att användas som stöd för kvalitetsbedömning av värderingsstudier.

mycket krävande survey-undersökning. Rent teoretiskt är det möjligt att tänka sig hur en sådan undersökning skulle gå till; genom upprepade kontakter med respondenterna både före och efter själva resan för att få grepp om respondenternas inställning till risk och hur deras inställning påverkar resbeteendet, men det skulle bli en mycket kostsam studie. Skulle en sådan avancerad studie ändå genomföras är risken för bortfall stor p.g.a. frågeformulärets omfattning.



Figur 5.4. Valet mellan scenariometoderna (CV/CE) och resekostnadsmetoden (TCM) utifrån de två ansatserna till riskvärdering.

5.3.2 Val av värderingsmetod och struktur för en CV-studie

I detta avsnitt ges de bakomliggande motiven till varför en CV-studie vore mest lämplig att genomföra i Oskarshamns hamn. En CE-studie är också tänkbar men vi väljer att beskriva upplägget av en CV-studie, och konkretiserar hur en sådan studie stegvis kan byggas upp med avseende på utveckling, konstruktion och analys. Först diskuteras kortfattat vilken typ av ekonomiska värden vi har att göra med för de tre respektive faktorerna R_m (reducerad risk för ekologiska system), R_h (reducerad risk för människors hälsa) och B_{re} (ökade möjligheter till rekreation inom och i anslutning till hamnområdet).

I Oskarshamns hamn visade det sig att när det gäller de reducerade riskerna för ekologiska system är det framförallt icke-användarvärden som kan identifieras. Dessa värden är kopplade till vetskapen om att bottenmiljön inte innehåller tungmetaller i sådana halter att det är skadligt för bottenfaunan, vilket är värdefullt i sig liksom det är värdefullt om vi själva eller framtida generationer vill kunna använda bottenmiljön till något. Eftersom konsumtion av bottenlevande organismer inte förekommer och minskningen av tungmetallpåverkan längre upp i näringskedjan (hos fiskar) inte bedöms bli mätbar kan inga direkta användarvärden identifieras. När det gäller de minskade ekologiska riskerna (R_m) verkar det alltså motiverat att välja en scenariometod.

Ovan konstaterades att i fallet Oskarshamns hamn är värdet av reducerad risk för människors hälsa sannolikt lika med noll, vilket gör att nyttan av efterbehandlingen i detta avseende också är lika med noll, dvs. $R_h=0$. Hade det förekommit någon minskad risk att tala om vore en möjlighet att värdera dessa effekter ekonomiskt att utgå från humankapitalmetoden. Med en sådan ansats är det möjligt att beräkna de minskade sjukvårdskostnaderna som efterbehandlingen har bidragit till

och även minskat produktionsbortfall. Dessa minskade kostnader kan sedan tolkas som det ekonomiska värdet av hälsoriskminskningen.

Det finns stor potential till förbättrade rekreativmöjligheter i Oskarshamns hamn om ett efterbehandlingsprojekt blir verklighet, och därmed är även de potentiella rekreativvärdena (B_{re}) stora. I dagsläget är detta dock endast en vision och förhoppning för området, vilket gör att resekostnadsmetoden måste uteslutas som värderingsmetod, eftersom metoden bygger på resor som faktiskt har ägt rum. Dessutom, som påpekade tidigare, är metoden inte lämplig om vi intresserar oss för riskvärdering ex ante.

Utifrån genomgången av R_m , R_h och B_{re} anser vi att en CV-studie skulle vara mest lämplig att genomföra i Oskarshamns hamn. Huvudargumenten för detta:

- CV-metoden har potential att fånga in såväl användarvärden som icke-användarvärden. Då användarvärdena i dagsläget inte bedöms vara särskilt stora i området krävs en metod som inte ensidigt fokuserar på just sådana värden.
- Eftersom riskvärdering står i fokus är det av intresse att ta reda på individers riskpreferenser. Scenariometoderna har potential att behandla olika riskinställningar hos respondenterna ex ante genom att ställa anpassade frågor till respondenterna och noggrant formulera konsekvenser och sannolikheter.
- De potentiella rekreativvärden som finns i Oskarshamn kan antas fångas in av CV-metoden.

Även om CV-metoden kan förväntas inkludera rekreativvärdena kan det vara av intresse att få en uppskattning om hur stora just dessa värden är. En möjlighet är då att i någon angränsande kommun, med etablerade rekreativområden, genomföra en resekostnadsstudie. Om denna kommun uppvisar tillräckligt stora likheter med Oskarshamn kan det vara möjligt att genom värdeöverföring dra slutsatser om rekreativvärdena i Oskarshamns hamn.

I tabell 5.1 sammanfattas arbetsgången i en tänkt CV-studie i Oskarshamns hamn. Dispositionen är hämtad från Brännlund & Kriström (1998), men de ingående delmomenten är formulerade så specifikt som möjligt för Oskarshamns hamn.

Tabell 5.1. Förslag på upplägg av CV-studie i Oskarshamns hamn

Fas 1 – utveckling

- *Förberedelser* – Under den första fasen i en CV-studie i Oskarshamn skulle det tänkta efterbehandlingsprojektet noggrant studeras. Det är viktigt att man gör klart för sig exakt vilken förändring, dvs. riskminskning i det här fallet, som skall värderas och vilka effekter på människa och miljö som kan förväntas. Om projektet är lättförståeligt är det lättare att konstruera ett scenario som respondenterna kan förstå och värdera. Under denna fas är det även viktigt att fundera över vilka som skall studeras i undersökningen. Skall endast de boende i Oskarshamns kommun inkluderas eller skall urvalet bestå av den totala befolkningen i Kalmar län? Marknadens storlek har vanligen stor inverkan på den aggregerade betalningsviljan och är därför viktig att identifiera i ett tidigt skede.
- *Information* – Hur mycket och vilken typ av information om efterbehandlingsprojektet skall lämnas till respondenterna? Det har visat sig att respondenternas svar i viss mån beror på informationsmängden.
- *Utveckling av scenario* – I scenariot beskrivs den tänkta förändringen av resursanvändningen, vilken respondenterna skall värdera. Scenariot bör vara policyrelevant, dvs. kopplat till en aktuell fråga. Efterbehandlingsprojektet i Oskarshamn är något som diskuterats under en längre tid och har hög relevans. Scenariot skall dessutom vara trovärdigt. Ett exempel på ett icke trovärdigt scenario skulle vara att hävda att efterbehandlingen kommer leda till att vattnet i hamnen blir drickbart. Ett sådant osannolikt scenario skulle troligen leda till en stor mängd protestsvar. För Oskarshamn kan det bli aktuellt att formulera två scenarier: ett scenario som beskriver situationen innan efterbehandlingen, och ett scenario som beskriver situationen efter efterbehandlingen. Det är här önskvärt att så noggrant som möjligt beskriva effekterna av efterbehandlingen för respondenterna, t.ex. att sannolikheten (risken) för att få upp en förgiftad fisk i hamnen är X innan efterbehandlingen och minskar till Y efter efterbehandlingen. Det är viktigt att kommunicera risker och riskförändringar så tydligt som möjligt för respondenterna. Detta kan göras bl.a. med hjälp av rutade graf-papper, riskstegar eller visuella skalor (se SIKA 2005).
- *Beskrivning av den hypotetiska marknaden* – Den hypotetiska marknaden, Oskarshamns hamn, beskrivs med hjälp av fotografier, teckningar eller dylikt för att så tydligt som möjligt visa projektets förväntade resultat. Illustrationerna kan t.ex. visa de nya rekreationsmöjligheterna (badplats m.m.) som uppstår i och i anslutning till hamnen.
- *Betalningsviljefråga eller kompensationsfråga?* – I det här fallet skulle det bli aktuellt med en betalningsviljefråga eftersom de boende i Oskarshamns hamn inte innehar äganderätten till området. Betalningsviljefrågan handlar då om betalningsviljan för de minskade risker för människa och miljö som efterbehandlingsprojektet innebär, samt de därigenom förbättrade rekreationsmöjligheterna. Formuleringen av betalningsviljefrågor är en process som sker med hjälp av fokusgrupper och pilotstudier.
- I utvecklingsfasen är det även viktigt att välja frågemodell (öppna eller slutna frågor, budgivningsspel m.m.) samt regler för tillhandahållandet av miljövaran och betalning.

Fas 2 – Konstruktion

- *Fokusgrupper och pilotstudier* – I konstruktionen av frågeformuläret ingår normalt sett flera olika typer av tester. En mindre fokusgrupp som får representera populationen i Oskarshamn samlas för att diskutera formuläret. Efter en eller flera rundor med fokusgrupper genomförs sedan en pilotstudie som går ut till ett mindre urval av den valda populationen. Det är inte sannolikt att Oskarshamns hamn är av riksintresse men däremot kan området vara av intresse för de boende i hela eller delar av Kalmar län. Då bör pilotstudien ske för ett urval av denna population. Ett viktigt syfte med pilotstudien är att skaffa information om hur betalningsviljan för riskminskningarna kan variera i populationen.
- *Brev, intervju eller telefon* – att distribuera frågeformuläret – Oftast väljs personliga intervjuer eller postenkäter. En annan möjlighet är telefonintervjuer. Man kan även kombinera olika ansatser

Fas 3 – Analys och rapportering

- *Svarsfrekvens* – Det är svårt att uppge någon rimlig svarsfrekvens eftersom det kan variera för olika studier. Det är i alla fall viktigt att bortfallet redovisas och gärna följs upp med en bortfallsundersökning.

5.4 Riskvärdering ex post i Oskarshamns hamn

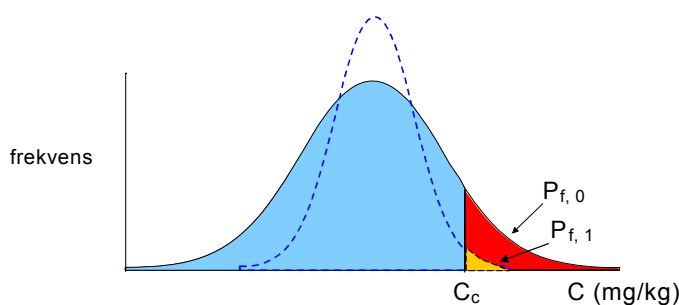
När tid och budget inte räcker till kan värdeöverföring vara ett alternativ till primärstudier. I detta avsnitt presenteras hur sådana värderingar redan har gjorts i Oskarshamns hamn av Rosén et al. (2005). Huvudansatsen är riskvärdering ex post där sekundärdata har utnyttjats för värdeöverföring gällande bl.a. R_m och B_{re} till det studerade området.

Reducerade risker för de ekologiska systemen (R_m) värderas genom att studera redan genomförda förändringar. Värdet multipliceras sedan med sannolikheten för att förändringen skall ske, i Oskarshamnsfallet den reducerade sannolikheten för att negativa ekologiska effekter skall finnas, dvs. en typisk ex post ansats.

I Oskarshamn råder för de aktuella bottenmiljöerna utanför hamnområdet osäkerheter kring huruvida skadliga halter förekommer. Det råder också osäkerhet kring huruvida skadliga halter kommer att kvarstå även efter en efterbehandling, beroende bl.a. på sedimentationsförloppen och tillskottet från aktiva källor i hamnområdet. Värderingen gjordes därmed genom att först beräkna sannolikheten för att bottenmiljön är skadlig innan någon efterbehandling genomförs och därefter en beräkning av sannolikheten för att skadliga halter skall kvarstå även efter genomförandet av respektive efterbehandlingsåtgärd som beskrivs i projektets huvudstudie (O-hamn, 2004). Beräkningarna baserades på en hydrologisk spridningsmodell som upprättats inom projektet. Principen för beräkningen beskrivs schematiskt i figur 5.5.

Den reducerade risken för ekologiska system värderades sedan genom att multiplicera värdet av en reducerad risk (V), som om den inträffat, med den reducerade sannolikheten att den skall inträffa till följd av efterbehandlingen ($P_{f,0} - P_{f,1}$):

$$R_m = (P_{f,0} - P_{f,1}) \cdot V \quad (\text{ekv. 9})$$



Figur 5.5. Princip för beräkning av den reducerade sannolikheten för att skadlig halt (C_c) skall överskridas innan ($P_{f,0}$) respektive efter efterbehandlingsåtgärd ($P_{f,1}$)

Eftersom inga svenska primärstudier påträffats utnyttjas ett antal amerikanska studier till värdeöverföringen. Tabell 5.2 och 5.3 visar primärdata från EVRI samt de för Oskarshamn modifierade resultaten.

Tabell 5.2. Primärdata från EVRI

Ref	Metod	Studieområde	Studiepopulation	Värderad miljöförändring	Dataår	Värde	Medelvärde	Enhet	
1	94AE7	CV	Califor-nia bight	Delstaten Kalifornien 10 miljoner inv.	Förlorade direkta och passiva användarvärden p.g.a. PCB/DDT	1994	WTP	56	USD/hushåll
2	94BF9	CV	Galves-ton bay	Fem counties i anslutning till Galveston bukten (Harris, Galveston, Liberty, Chambers och Brazoria) ca 850 000 inv.	Betalningsvilja för bättre vattenkvalitet	1993	WTP	130	USD/hushåll och år

Källa: EVRI – Environmental value reference inventory www.evri.ca

Tabell 5.3. Modifierade data och resultat för Oskarshamn, betalningsvilja för bättre vatten- och bottenkvalitet.

	Överfört värde (SEK2004 per person)	Aggregering				
		Oskarshamns tätort (SEK)	Oskarshamns kommun (SEK)	N. Kalmar län (SEK)	Hela Kalmar län (SEK)	Sydsverige (SEK)
1	240 Nuvärde	3,7 miljoner	5,6 miljoner	17 miljoner	47 miljoner	990 miljoner
2	580 per år i fem år	8,7 miljoner	13 miljoner	41 miljoner	110 miljoner	2,4 miljarder
Tak	440-790 per år i 10 år	<9 miljoner	<14 miljoner	<43 miljoner	<110 miljoner	< 2,5 miljarder
”	370-810 per år	<11 miljoner	<17 miljoner	<52 miljoner	<141 miljoner	< 3 miljarder

När det gäller rekreativvärdena (B_{re}) är ansatsen helt och hållet deterministisk, dvs. det förutsätts att om efterbehandlingen äger rum så kommer detta med säkerhet att innebära förbättrad rekreation. Ingen sannolikhet kopplas till rekreativvärdena med andra ord. Resultaten från värdeöverföringar från brittiska studier samt de modifierade siffrorna för Oskarshamn presenteras i tabellerna 5.4 och 5.5.

Tabell 5.4. Primärdata från EVRI – rekreativvärden.

	Ref	Metod	Studieområde	Värderad miljöförändring	Dataår	Värde	Medelvärde	Enhet
3	98114-173742	CV	Brest hamn	Åtgärdsprogram för riskfri badning och skaldjurskonsumtion inom hamnen	1993	WTP	218	FF /hushåll och år
4	02290-51123	CV	Brittiska stränder	Åtgärdsprogram för att minska risk för sjukdom p.g.a. bad	1995	WTP	12	GBP/person och år
5	02290-12035	CV	Brittiska stränder	Åtgärdsprogram för att minska risk för sjukdom p.g.a. bad	1997	WTP	36	GBP/hushåll och år
i.a.	86AS3	TCM	New Bedford hamn	Förlorat rekreativvärde/ökade resekostnader p.g.a. PCB (bad, fiske)	1986	CS	3,1	USD /hushåll och år
i.a.	02188-214439	TCM CV	Brittiska stränder	Bättre vatten vid befintliga stränder	1999	CS	7,8	GBP/person och år

i.a. = inte använd Källa: EVRI – Environmental value reference inventory www.evri.ca

Tabell 5.5. Modifierade data och resultat för Oskarshamn, ökat rekreativvärde i hamnbassängen.

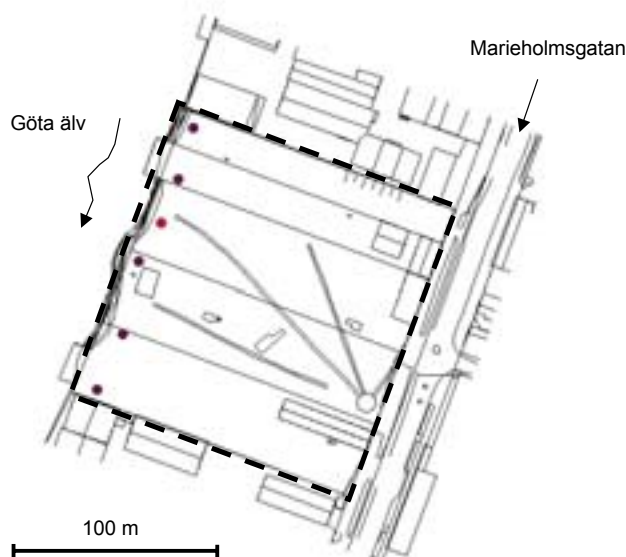
	WTP per person och år (SEK2004)	Aggregering (SEK per år)		
		Halva tätorten (SEK2004)	Hela tätorten (SEK2004)	Hela kommunen (SEK2004)
3	197	1,2 miljoner	2,5 miljoner	3,8 miljoner
4	87	0,55 miljoner	1,1 miljoner	1,7 miljoner
5	129	0,82 miljoner	1,6 miljoner	2,5 miljoner

Viktigt att komma ihåg vid värdeöverföringar är att så långt det är möjligt justera för olikheter i inkomstnivåer och preferenser mellan populationen i den ursprungliga studien och den studerade populationen. Om människornas inkomster, preferenser och områdenas karaktär uppvisar stora olikheter är det svårt att göra de jämförelser som värdeöverföringen syftar till. Givet att rimliga justeringar har gjorts mellan de olika populationerna kan metoden vara ett effektivt och billigt sätt att värdera miljöförändringar. Värdeöverföringarna i Oskarshamns hamn är inkomstjusterade.

5.5 Exemplet Wockatz-området

5.5.1 Områdesbeskrivning

Wockatz-området är en gammal skrotgård, belägen intill Göta älv, ca 1 km uppströms Göteborgs centrala delar. Områdets storlek är ca 22 000 m², eller 150x150 meter. Wockatz-området redovisas i figur 5.6.



Figur 5.6. Wockatz-området.

På platsen har under en period av närmare 80 år bedrivits skrotgård. SWECO VIAK har tidigare på uppdrag av Stena Metall genomfört miljötekniska undersökningar av mark och grundvatten inom området för att utröna dess miljöstatus. Marklagren utgörs av ett relativt tunt lager, mellan 0,5 m och drygt 1 m, av fyllning på lera. Leran har stor mäktighet, många tiotals meter, och bedöms vara så tät att några föroreningar inte trängt ner på djupet.

Området är kraftigt påverkat av skrotverksamheten, främst genom förhöjda metallhalter men även med betydande innehåll av kolväten. För att undersöka om föroreningarna rör sig med det ytliga grundvattnet i fyllningen mot Göta älv har grundvattenprover tagits ur rör som satts i provgropar. De grundvattenprover som tagits visar att läckaget till Göta älv är mycket begränsat.

Wockatz-området är centralt beläget i Göteborg och intressant för en framtida exploatering. I gällande översiktsplan för området anges en framtida markanvändning med blandning av kontor och bostäder. För närvarande bedrivs ingen verksamhet på fastigheten. Den förorenade jorden ligger till stor del exponerad eftersom området hyser mycket få byggnader och hårdgjorda ytor.

5.5.2 Riskidentifiering

Med den nuvarande markanvändningen har följande potentiella risker för människa och miljö identifierats:

- Människor som vistas på området
 - Exponering av föroreningar
 - Direktintag av förorenad jord
 - Hudexponering
 - Inandning av damm
 - Inandning av ångor
 - Konsumtion av växter
 - Olycksrisker till följd av metallskrot (det förekommer mycket metallskrot som ligger på markytan eller sticker upp, många gånger ganska vasst sådant)
- Människor i omgivningen
 - Inandning av damm
- Organismer i markmiljön
- Ytvattenmiljön (Göta älv)
 - Föroreningspåverkan p.g.a. utlakning och grundvattentransport till älven (mycket begränsad)
 - Föroreningspåverkan vid skred

Vid en eventuell efterbehandlingsåtgärd tillkommer även risker som beror av själva åtgärden, såsom exempelvis arbetsmiljörisker vid åtgärd och risker för temporärt ökad förorenings-spridning under åtgärden. Vid exemplifieringen av värdering av hälso- och miljörisker har antagits att området kommer att exploateras för en blandning av kontor och bostadsbebyggelse. Vi har här valt att belysa värdering av reducerade hälsorisker på området.

5.6 Värdering av minskade hälsorisker vid efterbehandling av Wockatz

5.6.1 Bedömning av humanrisk inom Wockatz-området

Den svenska riktvärdesmodellen (Naturvårdsverket, 1997) innebär att riktvärden räknas fram för en given risknivå. Däremot är modellen inte direkt tillämpbar för att beräkna den faktiska risken för människor som vistas på ett förorenat markområde. Det finns i princip inget i modellen som omöjliggör en sådan beräkning men ekvationerna i metodiken är inte uppställda med det syftet. Naturvårdsverket har medvetet valt att istället fokusera på riktvärden. I en del andra länder, t.ex. USA, finns metodik utvecklad för att räkna fram den aktuella risknivån som orsakas av en viss föroreningsituation, se exempelvis US EPA (1996).

Det är viktigt att skilja på cancerrisker och övriga risker. Endast för cancerogena ämnen kan risken uppskattas kvantitativt (antal extra cancerfall under en livstid). Nedan görs ett försök att kvantitativt uppskatta cancerrisken för människor på Wockatz-området vid Göta älv i Göteborg. US EPA:s modell används för att uppskatta human-riskerna på området. Ingen anpassning av beräkningarna har gjorts till svenska förhållanden utan beräkningen skall ses som ett exempel på vad en faktisk beräkning av risken kan ge för resultat samt hur detta kan användas i en kostnads-nyttoanalys.

De icke-cancerogena ämnena antas istället ha en tröskelnivå där effekter uppkommer och under denna nivå antas att inga negativa effekter uppkommer. Detta medför att risken endast kan uppskattas indirekt, i form av en ”farlighetskvot” (*hazard quotient*, HQ – ett HQ-värde över 1 innebär att negativa effekter kan förväntas). Därför hanteras riskerna med icke-cancerogena ämnen på ett helt annat sätt. För Wockatz-området görs en jämförelse av halterna i jorden mot riktvärden för människor och sannolikheten att medelhalten i jorden överskrider riktvärdet uppskattas.

KVANTITATIV UPPSKATTNING AV RISK – CANCEROGENA ÄMNEN

Riskerna för människor på området har uppskattats med utgångspunkt från att området kan komma att användas för bostadsbebyggelse (*residential landuse*). Provtagningsresultat finns främst för metaller men dessa är i första hand icke-genotoxiska, endast kadmium och kobolt (enligt US EPA) är genotoxiska, och då endast vid inandning. Halterna av kadmium och kobolt är dessutom låga. Detta innebär att cancerrisken från metallerna på området är mycket liten. Därför har fiktiva data för ett antal cancerogena PAH-föreningar använts som komplement för att ge en bättre illustration av metodiken (PAH har ej analyserats). Resultatet ska därför endast ses som ett exempel.

Uppmätta och fiktiva koncentrationer i jord redovisas i Tabell 5.6. Med hjälp av beräkningsprogrammet SADA (2005), som finansierats av US EPA, har den totala risken från genotoxiska ämnen beräknats. Beräkningen utförs för varje ämne och varje exponeringsväg. Fyra exponeringsvägar har beaktats: Direkt intag av jord, inandning, hudkontakt samt intag av grönsaker. Resultaten framgår av Tabell

5.6, uppdelat per ämne och exponeringsväg samt summerat enligt US EPA:s metodik.

Tabell 5.6. Uppmätta och fiktiva halter i jord samt beräknade risknivåer på Wockatzområdet för fyra olika exponeringsvägar och sex genotoxiska ämnen.

Ämne	Halt (mg/kg)	Intag av jord	Inandning	Hudkontakt	Intag av grönsaker	Alla fyra
Cadmium	2.26	-	1.3E-09	-	-	1.3E-09
Cobalt	13.9	-	1.2E-08	-	-	1.2E-08
Benzo[a]pyrene	0.84*	9.6E-06	1.1E-08	6.1E-06	7.6E-04	7.7E-04
Benzo[b]fluoranthene	0.39*	4.5E-07	4.3E-10	2.9E-07	3.5E-05	3.6E-05
Benzo[k]fluoranthene	1.5*	1.7E-07	1.6E-10	1.1E-07	1.3E-05	1.4E-05
Indeno[1,2,3 cd]pyrene	1.35*	1.5E-06	7.3E-10	9.9E-07	1.2E-04	1.2E-04
Totalt		1.2E-05	2.6E-08	7.5E-06	9.2E-04	9.4E-04

*) Fiktiv halt.

Som framgår utgörs den dominerande risken av intag av grönsaker som förorenats av PAH. Risken vid intag av förorenad jord är något mindre. Ett antagande i modellen är att riskerna för samtliga exponeringsvägar och ämnen kan adderas. Hur realistiskt detta antagande är beror på hur de aktuella ämnena verkar i människokroppen och kunskapen om detta är låg. Dessutom kan fler cancerogena ämnen finnas som inte beaktats. Trots osäkerheterna är det inte orimligt att anta att risknivån för cancer är i storleksordningen $9 \cdot 10^{-4}$ som livstidsrisk på individnivå. Dock (1998) påpekar dock att sådana kvantitativa uppskattningar måste tolkas med stor försiktighet. Resultaten i Tabell 5.6 bör endast ses som ett beräkningsexempel.

Notera även att den risknivå som räknats fram avser livstidsrisk. För en person som vistas på området är sannolikheten att få cancer under ett givet år betydligt lägre. Dessutom avser inte risknivån en genomsnittlig individ ur befolkningen utan en relativt hårt exponerad individ. US EPA kallar detta angreppssätt för *Reasonable Maximum Exposure* (RME) och syftet är att skydda även relativt hårt exponerade individer med ett något avvikande beteende (US EPA, 1996). För en individ med genomsnittlig livsstil är risknivån därför lägre. För att bedöma hur stor risknivån är för ett genomsnitt av befolkningen måste exponeringsparametrarna i beräkningsmodellen justeras. Svårigheten ligger då i att bedöma vad som är ett genomsnittligt beteende, exempelvis hur stort intaget av förorenad jord är för en genomsnittlig individ på platsen. US EPA (1992) anger att för de s.k. Superfund-projekten skall en riskbedömning innehålla både RME och en genomsnittlig exponering som jämförelse, men beslutsfattande skall grundas på RME.

Observera att den beräknade risknivån inte innebär en sannolikhet att dö i cancer utan sannolikheten att drabbas av cancer under en livstid. Sannolikheten att dö i cancer är lägre och varierar mellan olika cancertyper, kön, ålder etc. Exempel på överlevnadssannolikheter för några olika typer av cancer redovisas i Tabell 5.7 (relativ 10-årsöverlevnad). Som framgår är variationen stor mellan olika cancertyper.

Stora osäkerheter råder om vilka typer av cancer som exponering för olika PAH-föreningar kan ge upphov till hos människan och hur pass stor risken är. Vid

djurexperimentella studier har dock bl.a. lungcancer, hudcancer och magsäckscancer noterats hos försöksdjuren.

Tabell 5.7. Exempel på relativ överlevnad för några olika typer av cancer, baserat på uppgifter från Cancerfonden (2005).

Cancertyp	Relativ 10-årsöverlevnad (%)	
	Män	Kvinnor
Bröstcancer	43,0	75,5
Lungcancer	7,4	11,1
Kronisk leukemi	38,7	45,4
Akut leukemi	27,4	25,8
Hjärntumör och cancer i övriga nervsystemet	43,9	60,4
Malignt melanom i huden	78,1	86,6
Njurcancer	42,4	43,8
Tjocktarmscancer	49,1	52,6
Magsäckscancer	14,3	15,3

5.6.2 Värdering av minskade hälsorisker – ett räkneexempel

I Sverige finns en rekommendation att använda 16,269 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 påpekades av SIKA (2005) 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 nå en skattning av 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 (EPA) rekommenderar. Skattningen anges av Dockins et al. (2004) till USD 6,2 miljoner i 2002 års penningvärde. Givet dagens SEK/USD-växelkurs på ungefär 7,70 kr motsvarar detta knappt 50 Mkr.

I avsnitt 5.6.1 gjordes ett försök att för Wockatz kvantitativt uppskatta cancer-risken för människor som vistas på området. Risknivån på Wockatz-området uppskattades med hänvisning till USEPA till $9,4 \cdot 10^{-4}$ som livstidsrisk på individnivå för genotoxiska ämnen. Viktigt att komma ihåg är 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 %. PAH kan antas leda just till dessa cancerformer, åtminstone på försöksdjur.

En riskminskning från $0,00094 \cdot 0,7$ till $0,00001 \cdot 0,7$ innebär att sannolikheten för dödsfall minskar med 0,000651. Den aggregerade nyttan av riskminskningen beror på hur många människor som berörs av åtgärden, vilket diskuteras i nedanstående räkneexempel.

Räkneexempel

i) Låt säga att antalet personer som berörs av den minskade sannolikheten för dödsfall på Wockatz-området råkar vara 1535 före **och** efter åtgärden. Då motsvarar den ursprungliga sannolikheten 1,01 dödsfall och sannolikheten efter åtgärd 0,01 dödsfall. Åtgärden leder alltså till att ett statistiskt liv sparas, dvs. nyttan av åtgärden kan skattas till 32,5 Mkr om man använder sig av den dubbling av 16,2 Mkr som SIKÄ (2005) rekommenderar.

ii) I verkligheten är antalet människor som vistas någorlunda regelbundet på Wockatz-området mycket mindre, och ju färre besökare desto lägre är nyttan av efterbehandlingsåtgärden. Låt säga att det rör sig om 3 personer idag och även efter åtgärden.

Då motsvarar sannolikheten före åtgärden: $0,00094 \cdot 0,7 \cdot 3 = 1,974 \cdot 10^{-3}$ dödsfall, och sannolikheten efter åtgärd: $0,00001 \cdot 0,7 \cdot 3 = 2,1 \cdot 10^{-5}$ dödsfall. Med andra ord sparas $1,953 \cdot 10^{-3}$ statistiska liv. Om proportionalitet kan antas blir nyttan $32500000 \cdot 0,001953 = 63\ 500$ kr. Detta exempel förutsätter att antalet besökare efter efterbehandlingen är oförändrat, dvs. 3 personer.

iii) Om scenariot istället är att efterbehandlingsåtgärden möjliggör en markanvändning som tillåter bostadsbyggande, är ett antagande att 150 personer (boende samt ett antal affärsinnehavare m.fl.) efter efterbehandlingen kommer att vistas regelbundet i området. Då är livstidsrisken före efterbehandlingen precis som i exempel ii) ovan

$1,974 \cdot 10^{-3}$ dödsfall. Efter efterbehandlingsåtgärden skulle denna dödsrisk minska till $0,00001 \cdot 0,7 \cdot 150 = 1,05 \cdot 10^{-3}$. Det större antalet besökare innebär att antalet dödsfall efter efterbehandlingen är nästan lika högt som innan eftersom många fler människor exponeras. $9,24 \cdot 10^{-4}$ statistiska liv sparas, vilken innebär nyttan:

$32\ 500000 \cdot 9,24 \cdot 10^{-4} = 30\ 000$ kr. Det paradoxala med detta är alltså att den minskade livstidsrisken att dö i cancer till viss del motverkas av att fler människor exponeras för de risker som ändå finns, därav den lägre ekonomiska nyttan i detta exempel.

Räkneövningarna exemplifierar hur de minskade hälso- och dödsfallsriskerna kan värderas med hjälp av värdeöverföring. Om tid och pengar finns skulle det även vara möjligt att göra en CV-studie eller humankapitalstudie. I en CV-studie skulle det då vara viktigt att noggrant definiera marknadens storlek och så långt det är möjligt hjälpa respondenterna att förstå vad sannolikheterna och konsekvenserna innebär. T.ex. använder Jones-Lee et al. (1985; 1995) rutat grafpapper med 100 000 rutor där antalet dödade per 100 000 individer markerats med svarta rutor. På liknande sätt skulle cancerrisken kunna förklaras för respondenterna i en CV-studie för Wockatz. I en humankapitalstudie skulle produktionsbortfall och sjukvårdskostnader till följd av de olika cancerformerna analyseras, eventuellt med hjälp av värdeöverföring från jämförbara studier.

5.7 Värdering utifrån fastighetsvärdeförändringar

5.7.1 Tolkning av fastighetsvärdeförändringar – allmänt

I kapitel 4 nämndes fastighetsvärdesmetoden som ett möjligt sätt att värdera miljö-kvalitet. Det handlade då om att studera vilken inverkan som miljö-kvaliteten ifråga har på fastighetspriser. När det gäller efterbehandlingsprojekt kan det exempelvis tänkas att fastigheter belägna nära ett område med förhöjda halter av något giftigt

ämne betingar ett lägre marknadspris än andra jämförbara fastigheter. Fastighetsvärdeometoden kan då användas för att komma fram till en ekonomisk värdering utifrån det ”riskavdrag” på fastighetspriset som förekommer. Det bör observeras att detta riskavdrag är avhängigt fastighetsköparnas (och -säljarnas) subjektiva uppfattning av riskens storlek, och denna subjektiva risk kan skilja sig från den vetenskapligt konstaterade (”objektiva”) risken. Som påpekades i kapitel 4 kan en stor, okänd skillnad mellan subjektiv och objektiv risk försvåra en jämförelse mellan kostnaderna för en efterbehandlingsinsats (vars resultat mäts i termer av objektiv risk) och nyttan av densamma (som avgörs av individens subjektiva värderingar).

Fastighetsvärdeometoden är alltså inriktad på att beräkna den inverkan som en viss miljö kvalitet har på fastighetspriser. Frågan är om en analys av fastighetsvärdet även kan vara en mer generell metod att ekonomiskt värdera resultatet av att sanera ett markområde? Man kan nämligen betrakta ett markområde som en tillgång (”stock”) som i varje tidsperiod möjliggör ett produktionsflöde av varor och tjänster. Standardexemplet 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, exempelvis rekreativsmöjligheter.

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.

Ett praktiskt problem med att använda sig av stockansatsen är dock att 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. Ett annat problem med stockansatsen är att det inte kan 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 juridiska restriktioner för markanvändning. De här problemen gör att stockansatsen måste användas med försiktighet.

5.7.2 Wockatz-tomten och fastighetsvärden

ALLMÄNT

Vi kommer nu att illustrera stockansatsens egenskaper genom att använda den för att värdera olika efterbehandlingsambitioner för Wockatz-tomten. Det bör redan från början påpekas att det nu inte är fråga om någon explicit riskvärdering. De faktiska hälsoriskerna är obefintliga/okända och riskerna för den omgivande miljön (inklusive Göta älv) är av ett slag som knappast ger utslag på fastighetsmarknaden. Vad fastighetsmarknaden däremot tar hänsyn till är vilken typ av markanvändning som är möjlig, och detta avgörs av om riktvärden är överskridna eller inte. Som tidigare har påpekats i rapporten är relationen mellan riktvärden och risknivåer mycket diffus.

Wockatz-tomten är i dagsläget så pass förorenad att dess värde på fastighetsmarknaden troligen är mycket lågt. Dagens värde kan dock vara svårtolkat, vilket hänger ihop med den problematik som är förknippad med stockansatsen. I vilken grad reflekterar dagens markvärde tomtens omvandlingspotential? Och i vilken grad reflekterar markvärdet kostnaden för de åtgärder som är nödvändiga för att en annan användning av tomtens ska bli möjlig?

Låt M beteckna Wockatz-tomtens markvärde. För enkelhets skull antar vi att dagens markvärde (M_0) är noll ($M=M_0=0$), och att detta värde varken reflekterar omvandlingspotentialen eller efterbehandlingskostnaderna (S). Med hjälp av olika efterbehandlingsåtgärder kan en ny markanvändning bli möjlig. Vi kan tänka oss två olika handlingsalternativ:

- 1) Att ha en låg efterbehandlingsambition och vidta åtgärder till en kostnad av S_i , vilka skulle göra att tomtens kan användas för industriändamål, vilket leder till markvärdet M_i . Då blir markvärdesförändringen $M_i - M_0 = M_i$ till en kostnad av S_i (där det kan antas att $M_i > M_0$).
- 2) Att ha en hög efterbehandlingsambition och vidta åtgärder till en kostnad av S_b , vilka skulle göra att tomtens kan användas för bostadsändamål, vilket leder till markvärdet M_b . Då blir markvärdesförändringen $M_b - M_0 = M_b$ till en kostnad av S_b (där det kan antas att $M_b > M_i > M_0$ och att $S_b > S_i$).

Vid valet av handlingsalternativ måste en exploatör ställa efterbehandlingsambitioner mot sannolikheten att tomtens faktiskt kan komma till användning för exempelvis bostäder. Hur hög denna sannolikhet är avgörs av många andra faktorer än själva efterbehandlingen i sig, exempelvis plansituationen och vilken typ av omvandling som är aktuell för Wockatz-tomtens omgivning.

Givet att det går att kontrollera vad dagens markvärde faktiskt reflekterar ger en beräkning av värdeförändringen för Wockatz-tomten en möjlighet att täcka in de nyttor som fastighetsmarknaden kan förväntas ta hänsyn till. Resonemanget i avsnitt 5.7.1 om stockansatsen och flödesansatsen indikerar dock att en säkrare skattning troligen skulle erhållas genom att använda flödesansatsen och värdera varje nytta för sig. Vidare bör hållas i minnet att en del nyttor med största sannolikhet inte avspeglas av fastighetsvärdena, exempelvis nyttan av den minskade risken att giftiga ämnen läcker ut i Göta älv.

MARKVÄRDEN FÖR WOCKATZ-TOMTEN⁶

Den 22 000 m² stora Wockatz-tomten är belägen längs Göta älv i Marieholms industriområde. För ett par år sedan gjorde Göteborgs stad en uppskattning av marknadsvärdet på industrimark i olika delar av staden. Oförorenad industrimark i den del av Göteborg där Wockatz-tomten är belägen (Gamlestaden-Marieholm) beräknades betinga ett värde på 400–800 kr/m². I dagsläget torde något högre värden vara aktuella, kanske ett intervall på 500–900 kr/m².

Marknadsvärdet avgörs av en stor mängd faktorer. Avståndet till Göteborgs centrum är sannolikt av betydelse på så sätt att markvärdena i norra Gamlestaden kan tendera att ligga i den lägre delen av intervallet 500–900 kr/m², medan markvärdena i södra Gamlestaden-Marieholm kan tendera att ligga i den övre delen. En viktigare faktor torde dock vara vilka möjligheter som finns för omvandling av industrimarken till mer värdefull mark i framtiden. Gällande översiktsplan för Göteborgs stad kan användas som en indikator på omvandlingsmöjligheterna. Enligt denna ingår Wockatz-tomten i ett av de områden som i framtiden är tänkta att omvandlas till blandad stadsbebyggelse, dvs. till en mer värdefull typ av mark. Översiktsplanen öppnar alltså i princip för möjligheten att bostäder eller kontor byggs på Wockatz-tomten, givet att halten av markföroreningar tillåter detta.

En mängd andra faktorer förutom planläget och föroreningsförhållanden spelar dock roll för potentialen för en sådan omvandling. Några hundra meter öster om Wockatz-tomten finns SKF-området, ett industriområde som översiktsplanen också anger som aktuell för omvandling till blandad stadsbebyggelse. Ett flertal omständigheter talar för att en sådan omvandling är sannolik. SKF-området ligger välplacerat ur kommunikationssynpunkt, det ägs av relativt få, stora markägare, och bland dem återfinns potentiella exploatörer som Kungsleden och Wallenstam. En sådan markägosituation underlättar en samordnad exploatering. Det är därför sannolikt att markvärdet för SKF-området ligger i den övre gränsen av intervallet ovan (900 kr/m²).

När det gäller omvandlingspotentialen för Wockatz-tomten kan den inte ses i isolering från resten av det industriområde (Marieholm) i vilken den är belägen. Stora delar av Marieholm måste vara aktuell för omvandling för att den relativt lilla Wockatz-tomten ska bli attraktiv för annan slags markanvändning än industrimark. Området karaktäriseras dock i dagsläget av relativt stor splittring av ägande och tomträttsinnehav, och har på så sätt sämre förutsättningar för omvandling till blandad stadsbebyggelse än exempelvis det närbelägna SKF-området. Å andra sidan ligger Marieholm relativt nära Göteborgs centrum. Sammantaget kan en rimlig bedömning vara att markvärdet för en sanerad Wockatz-tomt som kan användas för industriverksamhet ligger i mitten av intervallet ovan (700 kr/m²). Detta innebär ett totalt markvärde på 15,4 Mkr, en siffra som kan ses som en skattning av M¹.

Om efterbehandling genomförs på ett sätt så att det finns en möjlighet till omvandling till blandad stadsbebyggelse kan markvärdet tänkas stiga till SKF-områdets nivå (900 kr/m²) om även andra förutsättningar som behövs för en sådan

⁶ Resonemanget i detta avsnitt baserar sig delvis på intervju 19 maj 2005 med Johan Gerremo, Fastighetskontoret, Göteborgs stad.

omvandling blir uppfyllda. En viktig sådan förutsättning är en möjlighet till samordnad exploatering av en större del av Marieholm än enbart Wockatz-tomten. I ett första läge kan det totala markvärdet då stiga till cirka 20 Mkr (en skattning av M_b). Den fortsatta markvärdesutvecklingen är beroende av vilken typ av exploatering som till sist blir aktuell.

6 Slutsatser

Ett syfte med den här rapporten var att jämföra svenska generella riktvärden för förorenad mark med riktvärden som används i andra sektorer och i andra länder. Det framkom då att vi i Sverige använder ett likartat synsätt och liknande modeller som flera andra länder för att beräkna dessa riktvärden. Det kunde också konstateras att de acceptabla risknivåerna för skada på människa och miljö är likartade mellan de jämförda länderna. Dessa förutsättningar medför att riktvärdena för specifika ämnen också är i samma storleksordning mellan de jämförda länderna. Sammantaget har således Sverige en värderingsgrund för vad som är acceptabla miljö- och hälsorisker inom förorenade områden som är likartad med den som finns inom andra, jämförbara länder, exempelvis Kanada, Nederländerna och USA.

Vid jämförelsen av riskacceptansen inom andra sektorer i samhället framkommer emellertid stora skillnader, vilket tyder på olika värderingsgrunder för risker inom olika sektorer. Intressanta exempel är jämförelserna med arbets- och boendemiljö där de acceptabla hälsorisknivåerna är 100–1000 gånger högre än inom förorenade områden. Ur värderingssynpunkt kan dessa skillnader vara mycket viktiga och huruvida de är befogade eller ej bör diskuteras. Orsaken till att riskacceptansen är så olika för de olika typerna av risker är inte klarlagd, men exempel på möjliga inverkanse faktorer är principen om rättvisa mellan generationer, dvs. att vi inte bör efterlämna ouppklarade problem till efterföljande generationer, och att acceptansen generellt är låg för risker som människor inte frivilligt utsätter sig för. Räddningsverket (1997; 2003) beskriver principer för värdering och hur den acceptabla risknivån, både för individ- och samhällsrisk, kan variera beroende på förutsättningarna, bl.a. de ekonomiska, för att minska riskerna. Dessa principer, exempelvis ALARP (As Low As Reasonably Possible), innebär ett mera flexibelt sätt att definiera acceptabla risknivåer än vad som för närvarande tillämpas för förorenade områden.

En annan viktig observation i arbetet är att osäkerheterna i indata, liksom modellosäkerheterna, är mycket stora vid beräkning av riktvärden. Således har riktvärden endast en diffus koppling till effekter och verkliga risker. Detta innebär att riktvärden och ekonomisk riskvärdering inte går särskilt bra ihop, eftersom utgångspunkten för ekonomisk riskvärdering är kännedom om vilka hälso- och miljöriskförändringar som en efterbehandlingsåtgärd skulle leda till, uttryckt i kvantitativa termer. Idealt bör det således finnas kunskap om både vilka risker som föreligger i utgångsläget och hur dessa skulle påverkas av en viss åtgärd. Om det istället enbart är känt att en åtgärd leder till att en halt över ett riktvärde sjunker till en nivå under riktvärdet, kan det vara mycket svårt att kvantifiera den riskförändring detta medför. Att ett riktvärde underskrids kan exempelvis innebära att hälften av arterna i det berörda ekosystemet skyddas, men det säger inte utan vidare hur påverkan på ekosystemet såg ut i utgångsläget. Möjligheten att göra ekonomiska riskvärderingar, och därmed även möjligheten att göra samhällsekonomiskt rimliga prioriteringar, skulle gynnas av en starkare koppling mellan riktvärden/riskberäkningar och faktiska hälso- och miljörisker. En möjlighet som används i vissa modeller utom-

