

Sanera mera? – Ett kostsamt sätt att spara liv

JOHANNA FORSLUND, EVA SAMAKOVLIS, MARIA VREDIN JOHANSSON OCH LARS BARREGÅRD

Johanna Forslund är ekonom vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet. Johanna-forslund@konj.se

Eva Samakovlis är docent i nationalekonomi och forskningschef för Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet. Eva.samakovlis@konj.se

Maria Vredin Johansson är fil dr i nationalekonomi och forskare på Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet. Maria.vredin-johansson@konj.se

Lars Barregård är professor i miljömedicin vid Göteborgs universitet och verkar vid Sahlgrenska Universitetssjukhuset. Lars.barregard@amm.gu.se

I politiken betonas ofta vikten av att samhällsmål nås med kostnadseffektiva åtgärder. För åtgärder som sparar liv innebär det att resurser fördelas till åtgärder med lägst kostnad per sparat liv oavsett politikområde. Ett styrmedel av stor ekonomisk omfattning som syftar till att minska hälso- och miljöriskerna från förorenade områden är Naturvårdsverkets sakanslag till sanering. I föreliggande artikel analyseras vad det kostar att spara liv genom sanering. Analysen av kostnaderna visar att livräddande insatser inom saneringsarbetet implicit värderas många gånger högre än åtgärder för att spara liv inom t ex trafiken. Mot bakgrund av detta resultat anser vi det angeläget att det förs en allmän diskussion om hur samhällets resurser ska användas för att rädda liv.

I den här artikeln analyserar vi vad det kostar att spara liv genom sanering av förorenade områden. Regeringen har beslutat att sexton miljömål med tillhörande delmål ska vara vägledande för Sveriges utveckling i riktning mot ett hållbart samhälle (Regeringens proposition 2004/05:150). Miljömålet ”Giftfri miljö” har två delmål som rör sanering av förorenade områden. Enligt dessa delmål ska samtliga förorenade områden som innebär akuta risker vid direktexponering vara utredda och, vid behov, åtgärdade till 2010. Dessutom ska, under åren 2005-10, åtgärder ha genomförts i så stor andel av de prioriterade områdena att miljömålet i sin helhet ska vara uppnått senast år 2050 (Miljömålsrådet 2008). Genom att avlägsna föroreningar i mark, grundvatten och sediment syftar delmålet till att minska hälso- och miljöpåverkan från förorenade områden. I dag finns drygt 80 000 förorenade områden i Sverige. Av dessa tillhör ca 1 500 områden riskklass 1, vilka utgör störst risk för hälsa och miljö. För att nå delmålen måste alla sådana objekt åtgärdas till år 2050 (Naturvårdsverket 2008a). Hittills har sanering av förorenade områden kostat drygt tre miljarder kr.¹ Att sanera de mest förorenade områdena beräknas kosta ytterligare 60 miljarder kr.² Naturvårdsver-

¹ Tre miljarder kr har fördelats genom sakanslaget och 400 miljoner kr genom lokala investeringsprogram (LIP). Därutöver tillkommer annan statlig finansiering. För en utvärdering av LIP, se Forslund m fl (2008).

² Baserat på den genomsnittliga saneringskostnaden om 40 miljoner kr per område (Naturvårdsverket 2008a).

Artikeln bygger på Forslund m fl (2009). Vi är tacksamma för hjälp med data från Naturvårdsverket, länsstyrelser, kommuner och konsulter samt för synpunkter från kollegor vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet och för diverse klargöranden från Mark Elert på Kemakta Konsult AB. Projektet har delvis finansierats av Forskningsrådet för miljö, areella näringar och samhällsbyggande (FORMAS).

ket leder arbetet med efterbehandling av förorenade områden i Sverige. Via ett statligt sakanslag planerar och genomför de efterbehandlingsåtgärder i samarbete med berörda länsstyrelser och kommuner.³ Sakanslaget uppgår till ca 0,5 miljarder kr per år vilket motsvarar ca 10 procent av miljöpolitikens årliga utgifter. För att göra det möjligt att prioritera mellan förorenade områden har Naturvårdsverket utvecklat en metodik för riskbedömning. Naturvårdsverkets riskbedömning tar sällan hänsyn till i vilken omfattning människor utsätts för exponering på ett förorenat område, utan bedömningen stannar ofta vid att mäta halten i marken och jämföra med ett visst riktvärde. Principiellt innebär det att ett område kan saneras utan att en enda människa faktiskt exponeras. Det sker således ingen kvantifiering av åtgärdernas förväntade riskreduktion och därmed förloras möjligheten att ekonomiskt värdera riskminskningen som även skulle kunna vägas mot saneringskostnaden. I föreliggande artikel utgår vi från en miljömedicinsk ansats som tar hänsyn till exponering för att beräkna riskreduceringen vid arsenikförorenade områden. Genom att utgå från kostnaderna för saneringsarbetet analyserar vi hur hälsoeffekterna implicit värderas i efterbehandlingsarbetet.

1. Värdet av liv inom olika politikområden

Inom olika politikområden satsas pengar på ökad säkerhet i syfte att rädda liv. Det kan t ex röra sig om så vitt skilda åtgärder som att inom vägtrafiken separera körfälten med hjälp av mitträcken för att minska risken för frontalkollision eller att inom sjukvården erbjuda gratis influensavaccin till äldre människor. För att man ska kunna göra en bedömning av om dessa åtgärder är samhällsekonomiskt lönsamma måste de räddade lives kvantifieras och värderas. Vad är då värdet av ett mänskligt liv? Ett sätt att närma sig frågan är att använda kalkylvärdet av ett ”statistiskt liv” (VSL). Inom trafiksektorn används rutinmässigt VSL som underlag för beslutsfattande. Detta värde definieras något förenklat som betalningsviljan för en viss riskreduktion dividerad med riskreduktionen (se t ex Jones-Lee 1992). Som ett enkelt exempel på hur VSL beräknas kan vi tänka oss att det i en population på 100 000 individer i genomsnitt dör en individ per år. Om samtliga individer är villiga att betala 100 kr för att eliminera denna risk innebär det att VSL är lika med 10 miljoner kr.⁴ Det värde som rekommenderas för den svenska trafiksektorn uppgår till 21 miljoner kr i 2006 års prisnivå (Hultkrantz och Svensson 2008; SIKA 2008).

Även om det främst är inom trafiksektorn som begreppet VSL *explicit* används för värdering av liv, sker det en *implicit* värdering av liv i alla åtgärder som syftar till att öka säkerheten. Genom kostnadseffektanalyser (*cost-effectiveness analyses*) kan man beräkna en åtgärds kostnad per enhet hälsoef-

³ Efterbehandling med statlig finansiering kan ske när det inte finns någon ansvarig för området.

⁴ VSL = betalningsvilja / Δ risk.

Tabell 1
Kostnaden per räddat
liv för primärpreven-
tiva åtgärder (2007
års priser)⁷

Typ av åtgärd	Antal åtgärder	Medelvärde (tusen kr)	Median (tusen kr)
Medicin	20	25 411	6 331
Strålning	10	13 307	1 075
Trafiksäkerhet	31	78 778	22 457
Tobaksrökning	3	68	47
Brandförsvär	6	41 012	3 166
Elsäkerhet	2	674 910	674 910
Olyckor	1	170 340	170 340
Miljöföreningar	5	80 655	23 174
Brott	1	5 614	5 614
Totalt	79	66 566	11 587

Källor: Egna beräkningar av Ramsberg och Sjöberg (1997) och Burström (1999).

fekt (t ex räddade liv).⁵ Ramsberg och Sjöberg (1997) har gjort en sammanställning över livräddande åtgärder i Sverige.⁶ Tabell 1 visar att kostnaden per sparat människoliv varierar starkt mellan olika samhällssektorer. Kostnaden för en av de dyraste livräddande åtgärderna, borttagande av elektromagnetiska fält från kraftledningar, var exempelvis 23 300 gånger högre än kostnaden för en kampanj mot rökning. Vidare har Rosén m fl (2006) gjort en jämförelse av de svenska riktvärdena för förorenade områden med risker från andra miljöer. Deras resultat visar att det i vissa fall accepteras 100-1 000 gånger högre hälsorisknivåer i arbets- och boendemiljöer jämfört med riskerna från förorenade områden.

Givet likartade riskpreferenser (eller preferenser för säkerhet) uppstår en kostnadseffektiv allokering av resurser när marginalkostnaden för att öka säkerheten/spara liv är lika i alla åtgärder. Om marginalkostnaden skiljer sig åt bör resurser omfördelas till det politikområde där marginalkostnaden är som lägst. Avsteg från den principen leder till att färre liv kan sparas till en given budget.⁸ Litteraturen visar dock att värderingar av riskminskningar skiljer sig mycket åt. Förutom socioekonomiska faktorer kan riskens karaktär, typen av konsekvens, riskens storlek i utgångsläget samt riskförändringens storlek spela roll (Rosén m fl 2006). Allmänhetens (och därmed politikernas) uppfattning om risk skiljer sig dessutom en hel del från

⁵ Till skillnad från kostnadsnyttoanalysen där alla kostnader och nyttor kvantifieras och monetariseras så långt det är möjligt. För en introduktion till kostnadsnyttoanalyser inom efterbehandlingsarbetet, se Naturvårdsverket (2008b).

⁶ Sammanställningen grundar sig på forskningslitteratur och rapporter från myndigheter och andra organisationer. Kriteriet för att inkludera en analys var att den skulle behandla livräddande åtgärder i Sverige och rapportera kostnad per räddat liv, kostnad per räddat levnadsår eller tillräckligt med information för att beräkna något av måtten.

⁷ Primärpreventiva åtgärder syftar till att förebygga insjuknande eller att förebygga skador (Burström 1999). Kostnaden per räddat liv är implicit genom att den beräknas utifrån kostnaden för en riskreducerande åtgärd.

⁸ Analyser i USA har visat att det skulle gå att rädda ytterligare ca 60 000 liv per år i USA genom en mer kostnadseffektiv fördelning av resurserna (Tengs och Graham 1996).

experters (Chess m fl 2004). Skillnader i kostnader per räddade liv mellan olika politikområden kan således åtminstone delvis ha sin förklaring i skillnader i riskpreferenser, även om mycket stora skillnader knappast kan vara berättigade (Sjöberg 2003).

2. Data för arsenikområdena

Av de 1 500 förorenade områden i Sverige som tillhör den farligaste riskklassen har ca 80 områden pågående eller avslutad sanering finansierad med statliga bidragsmedel. Även om områdena har förorenats av flera föroreningar kan man i många fall definiera en sk primär förorening. Den primära föroreningen är ofta den förorening som är farligast, förekommer i störst mängd och är vägledande för ambitionsnivån på efterbehandlingsinsatserna. Bland de högst prioriterade objekten utgör metaller, såsom kvicksilver, bly, krom, koppar och kadmium (30 procent) och arsenik (26 procent) de vanligaste förekommande föroreningarna (Naturvårdsverket 2008c). Eftersom arsenik är den enskilt vanligaste föroreningen har vi valt att fokusera vår analys på de arsenikförorenade områdena. I tabell 2 visas områdes-specifika karakteristika för de arsenikförorenade områdena med pågående (13 st) eller avslutad sanering (10 st).

Arsenikföroreningar härstammar från tidigare industriella aktiviteter i form av träimpregnering, ytbehandling, sågverk, glasbruk och sulfitindustri. Arsenik transporteras från förorenade områden huvudsakligen med grundvatten, men luftburen transport förekommer också. För arsenik är hälsoriskerna (inte miljöriskerna) vägledande för saneringsarbetet (Naturvårdsverket 2008d). Eftersom riskerna på ett område kan vara många görs en bedömning av respektive risks betydelse för den samlade risken. Endast de risker som förväntas vara styrande, dvs de som har störst inverkan på den samlade bedömningen, behöver kvantifieras (Naturvårdsverket 2008b). Arsenik är klassat av IARC (International Agency for Research on Cancer) som cancerframkallande med ökad risk för cancer i främst lungor, urinblåsa och hud, men sannolikt också i njurar och lever (US HHS 2007).

Arsenikkoncentrationer

Arsenikkoncentrationerna i tabell 2 före sanering utgörs av medelhalter som varierar mellan 23 och 1 128 mg/kg torrsubstans (TS). Den acceptabla arsenikkoncentrationen efter sanering utgörs av saneringsmålet som består av Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning, dvs 15 mg/kg TS, och mindre känslig markanvändning, dvs 40 mg/kg TS. En del saneringsmål har justerats för variationer i områdenas bakgrundskoncentration.

Exponering

För att kunna ta hänsyn till den faktiska exponeringen har vi kontaktat sakkunniga på kommunerna som har uppskattat exponeringen i intervall om:

Tabell 2
Områdsspecifika
karaktistika

Område	Arsenik koncentration ^a (mg/kg)		Exponerade individer ^b	Tillgänglighet innan åtgärd	Markanvändning ^b
	Före	Efter			
Akterspegeln *	163	15	100–1 000	Öppet	Rekreation
Robertsfors	250	15	10–100	Inhägnat	Rekreation
Burträskbygden	260	40	1–10	Öppet	Industri
Tvärån *	608	17	10–100	Öppet	Industri
Svartbyn *	80	15	1–10	Öppet	Bostad
Sjösa	30	6	10–100	Inhägnat	Industri
Lyshälla *	170	15	1–10	Öppet	Bostad
Mjölby	46	40	1–10	Inhägnat	Industri
Rimforsa	49	15	1–10	Öppet	Industri
Hjulsbro	87	15	10–100	Öppet	Rekreation
Glasbrukstomten	102	20	100–1 000	Öppet	Industri/ rekreation
Grimstorp	424	10	1–10	Öppet	Industri
Elnaryd	130	40	1–10	Inhägnat	Industri
Högsby-Ruda *	55	5	10–100	Öppet	Bostad/industri/ rekreation
Tröingeberg	23	15	10–100	Öppet	Bostad
Oxhult *	94	15	1–10	Öppet	Bostad
Gudarp	119	80	10–100	Inhägnat	Rekreation
Konsterud *	119	15	10–100	Öppet	Bostad
Kramfors *	500	15	1–10	Öppet	Industri
Svanö *	418	100	10–100	Öppet	Rekreation
Svartvik	150	40	1–10	Öppet	Rekreation
Forsmo *	1 128	10	1–10	Inhägnat	Rekreation
Fagervik	65	40	10–100	Öppet	Rekreation

* Indikerar att saneringen är avslutad (uppgifterna är baserade på Länsstyrelsens kvartalsrapporter för kvartal 4, år 2007).^a Uppgifterna är hämtade från områdets huvudstudie och från konsulter. ^b Uppgifterna är hämtade från sakkunniga på kommunen.

Källa: Se not ovan.

1–10; 10–100; och 100–1 000 personer. För att kunna skilja ut barn, som stoppar fingrar och ibland även jord i munnen, har vi använt andelen barn i kommunen i åldern 0 till 3 år från SCBs befolkningsstatistik.

Tillgänglighet och markanvändning

Tillgängligheten svarar på om området är öppet eller inhägnat och markanvändningen talar om vad området användes till före saneringen. Markanvändningen utgör grunden för antaganden om hur lång tid individer exponeras. För rekreation har vi använt en timme per dygn, för industri 5,7 timmar per dygn⁹ och för bostad 24 timmar per dygn. Vi antar att både antal exponerade och exponeringstiden är oförändrade efter saneringen. Det är troligt att tänka sig att båda dessa faktorer ökar efter sanering. Genom att

⁹ Motsvarar en 40 timmars arbetsvecka.

anta att de är oförändrade underskattar vi populationsrisken efter sanering, överskattar därför antalet sparade liv och underskattar därmed kostnaden för ett sparad liv.

3. Från exponering till sparade liv

Riskbedömning

Naturvårdsverkets bedömning av hälso- och miljöriskerna från förorenade områden sker genom en sammanvägning av: föroreningarnas farlighet; föroreningsnivån; föroreningarnas utbredning och spridningsförutsättningar; samt områdets känslighet och skyddsvärde.^{10 11} För att översiktligt kunna bedöma riskerna och klassificera de många förorenade områdena har Naturvårdsverket tagit fram generella riktvärden för föroreningshalter i mark vid olika typer av markanvändning.¹² Riktvärdena, som gäller för hela landet, grundar sig på vad som har bedömts vara acceptabla hälso- och miljörisker och markerar den nivå som inte bör överskridas (Naturvårdsverket 1997a).

Naturvårdsverkets riskbedömning går främst ut på att jämföra de uppmätta halterna med riktvärdena. För hälsoriskerna har man i allmänhet utgått från det tolerabla dagliga intaget (TDI) som Världshälsoorganisationen (WHO) eller andra organisationer har fastställt.¹³ För cancerframkallande ämnen utan tröskelvärden används i Sverige normalt en riktvärdesnivå som motsvarar ett extra cancerfall per 100 000 exponerade under en livstid.¹⁴ Sedan beräknas hur mycket en människa sammanlagt skulle kunna exponeras för via olika exponeringsvägar vid en viss föroreningshalt, se figur 1. Därefter har Naturvårdsverket gjort schablonantaganden och använt modeller för spridning från mark till luft, dricksvatten och halter i grönsaker etc (Liljelind och Barregård 2008). Under antaganden om att människor exponeras via samtliga exponeringsvägar, ett s k *worst case*,¹⁵

¹⁰ De viktigaste hälsoriskerna utgörs av akuta risker och långtidsrisker för cancerogena och icke-cancerogena ämnen. De viktigaste miljöriskerna utgörs av risker för markekosystem, ytvattenekosystem, grundvattenkvalitet och ytvattenkvalitet (Naturvårdsverket 1997a, 2008e).

¹¹ Känslighet och skyddsvärde avser en bedömning av hur människor, djur och växter kan exponeras.

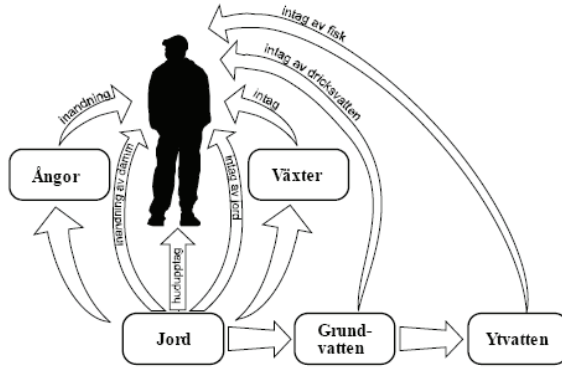
¹² Känslig markanvändning innebär att markens kvalitet ska vara sådan att den inte begränsar val av markanvändning. Alla grupper av människor (barn, vuxna, äldre) ska kunna vistas permanent inom området under en livstid. Huvuddelen av markekosystem samt grundvatten och ytvatten ska skyddas. Mindre känslig markanvändning innebär att markens kvalitet begränsar val av markanvändning till t ex kontor eller industrier. De exponerade grupperna antas vara personer som vistas i området under arbetstid samt barn och äldre som vistas i området tillfälligt. Grundvatten inom ca 200 meter från området liksom ytvatten skyddas (Naturvårdsverket 2008f).

¹³ TDI-värdet motsvarar den mängd kemikalie som en människa kan få i sig per kg kroppsvikt och dygn under en livstid utan påvisbara hälsoeffekter.

¹⁴ Detta utgör en låg risk för individen. Eftersom livstidsrisken för cancer är ca 40 procent innebär det att risken ökar till 40,001 procent (Liljelind och Barregård 2008).

¹⁵ Den s k medelindividen utsätts således för mindre exponering än riktvärdesmodellens beräkningar.

Figur 1
Exponeringsvägar



Källa: Naturvårdsverket (1997b).

summeras alla exponeringsvägar varefter man räknar ut ett generellt riktvärde i mark som innebär att TDI inte överskrids. Naturvårdsverket gör således ingen bedömning av *sannolikheten* för exponering via en viss exponeringsväg. Försiktighetsprincipen utgör en utgångspunkt för att hantera samtliga osäkerheter i riskbedömningen.¹⁶ För att inte underskatta riskerna ska: föroreningshalter i olika medier som representerar föroreningssituationen motsvara ett "troligt men dåligt" scenario; möjliga men mindre troliga händelser som kan öka riskerna beaktas; samt försiktiga värden väljas på de parametrar som används i riskbedömningen (Naturvårdsverket 2007).

Viktigt att uppmärksamma är att riktvärdena gäller över hela landet och att risken är beräknad på individnivå. Det spelar således ingen roll hur många personer som vistas på, eller i nära anslutning till, det förorenade området. Kopplingen mellan riktvärde och skadeeffekterna på hälsa och miljö är också otydlig, vilket gör att det är svårt att koppla en reduktion av föroreningshalten till en reduktion av risken (Rosén m fl 2006). För att kunna göra en riskvärdering krävs kvantifieringar av riskens storlek före och efter saneringen. Eftersom den förväntade riskreduktionen inte beräknas av Naturvårdsverket är det svårt att genomföra samhällsekonomiska prioriteringar i saneringsarbetet.

Riktvärdesmodellen kan förenkla beslutsprocessen i riskbedömningens tidiga skede. En av de stora begränsningarna är dock att områdesspecifika omständigheter bara i viss utsträckning tas hänsyn till. Modellen är därmed indirekt, schablonmässig och inte direkt tillämpbar för att beräkna reella hälsorisker. En miljömedicinsk bedömning, å andra sidan, syftar i större utsträckning till att bedöma hälsoriskerna från verklig exponering. I en sådan bedömning beaktas de huvudsakliga exponeringsvägarna med hjälp av traditionell toxikologisk metodik. Exponerings-responssamband från vetenskapliga studier används för att kvantifiera olika föroreningshälsorisker.

¹⁶ Försiktighetsprincipen är en av de tre miljörättsliga principer som miljöbalken vilar på. De övriga två är principerna om en hållbar utveckling och att förorenaren betalar.

effekter. En viktig skillnad mellan Naturvårdsverkets riskbedömning och den miljömedicinska ansatsen är tidsperspektivet. Naturvårdsverket strävar efter långsiktig hållbarhet och anser därmed att 100-1 000-tals år bör användas. En miljömedicinsk bedömning, som i större utsträckning strävar efter att beskriva den exponering som sker i dagsläget, brukar inte göra beräkningar för en längre tid än några tiotals år (Liljelind och Barregård 2008). En ytterligare skillnad är att den miljömedicinska bedömningen, som beaktar faktisk exponering, ser allvarligare på höga koncentrationer av miljögifter i markens ytskikt jämfört med djupare marklager som i normalfallet inte föranleder någon risk för exponering.

På europeisk nivå finns stora skillnader mellan länders riktvrädesmodeller och riktvärden.¹⁷ Om det rör sig om cancerframkallande ämnen uttrycks den accepterade risken, som tidigare nämnts, i extra cancerrisk under en livstid och varierar mellan 10^{-6} och 10^{-4} i EUs medlemsstater (Carlson 2007). I USA, där saneringsarbetet började på 1980-talet, har man liksom i Sverige fokuserat på potentiell individspecifik cancerrisk i stället för på befolkningens verkliga exponering. Det har medfört att saneringsarbetet har blivit mycket dyrare än beräknat. Den årliga kostnaden för det amerikanska saneringsprogrammet "Superfund" är nu ca 7 miljarder kr. Att sanera de kvarvarande områdena beräknas ta ca 30 år och kosta totalt 200 miljarder kr (US EPA 2004).

Beräkning av antal undvikna cancerfall

För att kvantifiera den extra cancerrisk som orsakas av arsenikexponering används exponerings-responsfunktioner för olika exponeringsvägar. De huvudsakliga exponeringsvägarna för cancerrisker från arsenikförorenade områden är inandning av luft, intag av jord och hudkontakt.¹⁸ Vi utgår från markanvändningen för att uppskatta exponeringstiden på området. Sedan används medelhalten på området för att beräkna exponeringen för varje exponeringsväg.¹⁹ För inandning av luft beräknas arsenikexponeringen baserat på antaganden om hur jordens beskaffenhet påverkar mängden

¹⁷ I Carlson (2007) görs en jämförelse av europeiska riktvrädesmodeller i syfte att studera skillnader mellan metoderna och anledningar till dessa skillnader för att identifiera möjligheter till harmonisering av riktvärdena. Skillnaderna kan bero på sociokulturella faktorer, nationella strategier för miljöpolitiken, vetenskaplig oenighet eller slumpmässiga faktorer.

¹⁸ I vissa fall är även exponeringsvägar som intag av grundvatten och intag av grönsaker relevanta. Exponering via intag av grönsaker har inte varit aktuell på något av de områden som ingår i analysen. Exponering via intag av grundvatten förutsätter att brunnar används för dricksvattenuttag och att halten överskrider bakgrunden. På två områden finns risk för exponering via grundvattenintag, medan risk för spridning till grundvatten föreligger på ett tredje område. Vår analys begränsar sig emellertid till de primära exponeringsvägarna, inhalation, intag av jord och hudkontakt. Tidigare beaktade Naturvårdsverket även intag av fisk (Naturvårdsverket 2007), men eftersom det är svårt att bestämma vilket upptag i fisken som härrör från ett förorenat område så beaktar varken Naturvårdsverket eller vi den exponeringsvägen.

¹⁹ Det finns även andra typer av koncentrationvärden som kan ligga till grund för riskberäkningen som t ex övre konfidensgränsen för medelvärdet, medianvärdet eller den maximalt uppmätta koncentrationen. Naturvårdsverket (2008b) och US EPA (1992, 2002) rekommenderar dock medelvärdet eller övre konfidensgränsen för medelvärdet.

Tabell 3
Exponerings-respons
funktioner

Exponeringsväg	Cancer risk (halt)	Beskrivning	Källa
Inandning	$1,5 \times 10^{-3}$ ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Vid halten $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estimeras den extra livstidsrisken för cancer till $1,5 \times 10^{-3}$.	WHO (2000).
Oralt intag (jord, grundvatten) Hudupptag	a) 6×10^{-4} ($0,01 \text{ mg}/\text{liter}$)	Vid halten $0,01 \text{ mg}/\text{liter}$ estimeras den extra livstidsrisken för hudcancer till 6×10^{-4} .	WHO (1993).
	b) $2,5 \times 10^{-3}$ ($0,01 \text{ mg}/\text{liter}$)	Vid halten $0,01 \text{ mg}/\text{liter}$ estimeras den extra livstidsrisken för cancer i lunga och urinblåsa till $2,5 \times 10^{-3}$.	Baserat på US NAS (2001) och anpassat till svenska förhållanden.

uppvirvlat damm och hur den ”fina” fraktionen, som har större benägenhet att virvla upp, ibland kan innehålla högre arsenikkoncentrationer. För oralt intag av jord beräknas arsenikexponeringen baserat på antaganden om mängd intagen jord under vistelsetiden. För hudupptag beräknas arsenikexponeringen baserat på antaganden om mängd jord på hud under vistelsetiden och procentuellt hudupptag. Dessa antaganden har gjorts på det sätt som är brukligt vid miljömedicinska utredningar. Osäkerhet markeras genom ett intervall för vissa faktorer (t ex mängd jord på huden och biotillgänglighet av arsenikföroreningar). I de fall vi använt sådana intervall har vi i den följande framställningen använt de antaganden som leder till högst exponering och därmed till att flest liv sparas. Beräkningarna är således konservativa. Om vi i stället skulle använda estimaten mitt i intervallen blir den beräknade risken och antalet sparade cancerfall flera gånger lägre. Därefter appliceras exponerings-responsfunktioner för att beräkna saneringens riskreducering. Tabell 3 listar de exponerings-responsfunktioner som har använts i beräkningarna. Först beräknar vi antalet cancerfall som riskerar att uppkomma under en trettioårsperiod om området inte saneras. Sedan beräknar vi den kvarvarande risken då området sanerats utifrån Naturvårdsverkets riktvärde för saneringen.^{20 21} Riskreduktionen utgör således differensen mellan risken före sanering och den kvarvarande risken då området sanerats till riktvärdet. Alla cancerfall har inte en dödlig utgång och därför måste antal sparade cancerfall även justeras för att motsvara antal räddade liv.²² Vi har inte diskonterat de framtida cancerfallen, eftersom vi inte vet när i tiden de uppkommer.²³ Det innebär att kostnaden för ett sparat liv

²⁰ Att räkna på en trettioårsperiod är förenligt med amerikanska naturvårdsverkets beräkningar (Viscusi m fl 1997).

²¹ För en detaljerad genomgång av dataunderlaget till dessa beräkningar, se Forslund och Barregård (2008).

²² För lungcancer är dödligheten ca 90 procent, men vi har även räknat med risker för hudcancer och cancer i urinblåsan som har lägre dödlighet (ca 20 respektive 30 procent). Därför används 50 procent dödlighet i beräkningarna (se också Rosén m fl 2006 och Tallbäck m fl 2004).

²³ Det är konsistent med amerikanska Naturvårdsverket (Hamilton och Viscusi 1999).

underskattas. Det bör noteras att vi har använt en mer uppdaterad riskuppskattning än den Naturvårdsverket använder. Antalet beräknade cancerfall blir i våra beräkningar flera gånger högre än om vi hade använt Naturvårdsverkets exponerings-responsfunktion. Det beror på att vi inte bara beaktar risken för hudcancer utan även risken för cancer i lunga och urinblåsa.

4. Kostnaden per sparad liv för arsenikområdena

I detta avsnitt presenteras kostnaden per sparad liv i saneringsarbetet, se tabell 4. Resultaten visar att som mest sparas 0,03 liv genom sanering av området Glasbrukstomten. Totalt sparas på arsenikområdena 0,12 liv till en förväntad kostnad om 881 miljoner kr. Kostnaden per sparad liv varierar mellan 287 miljoner kr och 1 834 miljarder kr på arsenikområdena i vår analys, vilket vida överstiger VSL. Även om vi fördubblar VSL, vilket föreslagits i riskvärderingslitteraturen (SIKA 2005) för att ta hänsyn till att värderingen av riskreduktionen från miljörelaterad dödlighet skiljer sig från värderingen av riskreduktionen från trafikrelaterad dödlighet, så är skillnaden enorm. Intressant att notera är att de huvudsakliga beräknade hälsoeffekterna (72 procent) åstadkoms på tre områden (Tvärån, Glasbrukstomten och Konsterud) vilka har sanerats till 13 procent av de totala kostnaderna för arsenikområdena. Det understryker vikten av rätt prioriteringar i saneringsarbetet. Kostnaden per sparad liv kan jämföras med liknande estimat i form av kostnaden per undvikt cancerfall från en analys av 150 förorenade områden finansierade genom det amerikanska saneringsprogrammet "Superfund". Genomsnittskostnaden per *undvikt cancerfall* uppgick där till 20 miljoner kr med ett intervall om 131 600 kr till 6 580 miljarder kr och en median på 3 miljarder kr (Hamilton och Viscusi 1999), vilket kan jämföras med vårt medelvärde per *sparad liv* på 7 miljarder kr och vår median på 16 miljarder kr.²⁴ De svenska medelvärdena är således mycket högre än de amerikanska. Om vi är mindre konservativa i våra beräkningar av exponering kan kostnaden per sparad liv i Sverige bli flera gånger högre.

Vi har även räknat på hur många exponerade som krävs för att spara ett liv på varje område. Resultaten visar att antal exponerade måste öka från 10–1 000 personer till 2 850–620 000 personer. Dessa siffror överstiger i vissa fall antalet invånare i kommunen. Trots osäkerheten i analysens antaganden illustrerar våra beräkningar att ambitionsnivån i saneringsarbetet är hög, och i vissa fall kanske orimligt hög.

Analysen har inte beaktat akuta hälsorisker, andra hälsorisker än cancer och inte heller miljörisker. De akuta riskerna är främst associerade med att ett barn i ovanligt hög omfattning stoppar fingrar och förorenad jord i munnen. Den risken bedöms dock vara mycket liten på de arsenikförorenade

²⁴ De genomsnittliga kostnaderna är beräknade som kvoten mellan den totala saneringskostnaden och det totala antalet undvikna cancerfall (eller sparade liv). Om vi i stället beräknar genomsnittet av de områdesspecifika kostnaderna per undvikta cancerfall (eller sparad liv) blir genomsnittet högre.

Tabell 4
Antal sparade liv,
kostnader och resul-
tatjämförelser

Område	Total kostnad (kr)	Antal spa- rade liv**	Kostnad per sparat liv (miljoner kr)	Antal exponerade individer	Antal expo- nerade som krävs för att spara 1 liv
Akterspegeln*	23 185 000	0,0098	2 357	100–1 000	104 000
Robertsfors	59 433 934	0,0010	60 785	10–100	103 000
Burträskbygden	7 620 350	0,0008	9 341	1–10	12 500
Tvärån*	15 494 619	0,0219	707	10–100	4 600
Svartbyn*	2 122 176	0,0015	1 427	1–10	6 700
Sjösa	32 748 762	0,0013	25 884	10–100	79 000
Lyshälla*	1 227 383	0,0035	348	1–10	2 850
Mjölby	2 703 250	0,0000	121 505	1–10	450 000
Rimforsa	9 820 099	0,0001	76 520	1–10	78 000
Hjulsbro	1 219 711	0,0005	2 613	10–100	215 000
Glasbrukstomten	88 000 000	0,0344	2 559	100–1 000	35 000
Grimpstorp	126 910 779	0,0015	82 672	1–10	6 500
Elnaryd	84 834 848	0,0003	254 208	1–10	30 000
Högsby–Ruda*	75 400 000	0,0047	16 049	10–100	47 000
Tröingeberg	9 350 919	0,0026	3 653	10–100	39 000
Oxhult*	2 853 000	0,0018	1 580	1–10	5 500
Gudarp	73 666 537	0,0002	419 213	10–100	570 000
Konsterud*	9 087 563	0,0317	287	10–100	3 200
Kramfors*	15 072 604	0,0018	8 373	1–10	5 600
Svanö*	34 080 000	0,0019	18 169	10–100	53 500
Svartvik	84 932 698	0,0000	1 834 629	1–10	215 000
Forsmo*	24 658 432	0,0005	53 126	1–10	21 500
Fagervik	96 539 845	0,0002	601 087	10–100	620 000
Totalt	880 962 509	0,1219	7 227		

* Indikerar att saneringen är avslutad. För de pågående saneringsområdena är den totala kostnaden uppskattad. Kostnaden är hämtad från Länsstyrelsernas kvartalsrapporter för kvartal 4 år 2007. ** Avrundade till fyra decimaler.

Källa: Egna beräkningar.

områden vi studerat. Det är också tveksamt om ett så litet tillskott till människors normala arsenikexponering som det är frågan om skulle kunna öka risken för någon annan kronisk sjukdom än cancer. Miljöriskerna skiljer sig åt mellan områdena och är mycket svåra att uppskatta och värdera. Som tidigare diskuterats är det de styrande riskerna som bör värderas och vid sanering av arsenikområden är det hälsoriskerna som har varit styrande.

5. Diskussion

Sanering av förorenade områden hör till de miljömål som anses svårast att nå i tid och vars kostnad upptar så mycket som en tiondel av miljöbudgeten. I Sverige är vi bara i början av saneringsarbetet som hittills har kostat drygt 3 miljarder kr, men som beräknas kosta 60 miljarder om vi sanerar de mest riskfyllda områdena. Internationellt har t ex USAs saneringsprogram

”Superfund” kritiserats för att kostnaderna blivit mycket högre än beräknat. För att det svenska delmålet ska uppnås måste arbetet med förorenade områden prioriteras till rätt objekt och utföras med lämplig ambitionsnivå.

Våra resultat visar att ambitionsnivån är hög, kanske t o m för hög. Kostnaden för ett sparat liv under en trettioårsperiod uppgår till mellan 287 miljoner kr och 1 835 miljarder kr, trots att vi räknat konservativt och sannolikt underskattat kostnaderna. Det överstiger vida det explicita värdet av ett statistiskt liv som i andra sammanhang uppskattats till 21 miljoner kr. Även om skillnader i riskpreferenser kan motivera skillnader i marginalkostnader för att rädda liv så kan mycket stora skillnader knappast vara berättigade. Baserat på våra resultat anser vi det därför angeläget att det förs en allmän diskussion om hur samhällets resurser ska användas för att rädda liv inom olika politikområden. Vilken hälsorisk är acceptabel vid förorenade områden och hur och varför skiljer den sig från andra hälsorisker? Våra beräkningar talar för att man maximalt sparar drygt 0,1 liv under en trettioårsperiod till en kostnad av 880 miljoner kr. Siffran 0,1 kan jämföras med att bostadsradon varje år beräknas orsaka 400 nya fall av lungcancer och luftföroreningar utomhus flera tusen förtida dödsfall per år. Reducering av koldioxidemissioner är ett annat miljöområde som behöver resurser. Om miljörelaterade hälsorisker ska förebyggas finns det sannolikt områden där ekonomiska insatser kan göra mer nytta.

Ett samhällsekonomiskt beslutskriterium är att åtgärder är försvarbara så länge nyttan av en riskreduktion är större än kostnaden för den. Nyttan från sanering består till stor del av minskade hälso- och miljörisker. Vi vill därför slå ett slag för realistiska kvantifieringar av riskreduceringen vid det förorenade området, vilket är en förutsättning för att göra en samhällsekonomisk bedömning av saneringsarbetet. Naturvårdsverkets riskbedömning utgår från ett riktvärde och gör sedan en bedömning av om uppmätta halter överskrider detta riktvärde. Man beaktar dock inte den faktiska exponeringen vid det förorenade området. Det görs således i dag ingen uppskattning av riskreduktionen från sanering och därmed inte heller någon värdering av nyttan av saneringen. Ett förändrat arbetssätt krävs för att kunna göra ekonomiska riskvärderingar (se även Rosén m fl 2006). Att lättvindigt spendera statliga och privata medel på miljöpolitiska åtgärder är inte godtagbart även om ändamålet är gott. Självklart tycker vi att det är viktigt att Sverige minskar miljöbelastningen nationellt och globalt, men det är viktigt att det sker på ett sätt som även tar hänsyn till kostnaderna och väger möjliga miljövinster på olika områden mot varandra. Det förefaller rimligt att göra samhällsekonomiska beräkningar om kostsamma miljöpolitiska åtgärder övervägs.

Burström, K (1999), "Kostnadseffektivitetsstudier av primärpreventiva interventioner avseende hälsa", *Socialmedicin* 1999:6, Karolinska Institutets folkhälsoakademi, Stockholm.

Carlson, C (red) (2007), "Derivation Methods of Soil Screening Values in Europe. A Review and Evaluation of National Procedures towards Harmonisation", Europeiska kommissionen, Ispra.

Chess C, B J Hance och P M Sandman (2004), "Bättre dialog med allmänheten. En kortfattad handledning för myndigheter i riskkommunikation", Universitetssjukhuset Örebro, Yrkes- och miljömedicinska kliniken, Rapport R 92:1, Örebro.

Forslund, J och L Barregård (2008), "Remediation of Sites Contaminated by Arsenic – Data to Estimate the Government Cost for Risk Reduction", Brief Paper 2008:1, Konjunkturinstitutet, Stockholm.

Forslund, J, E Samakovlis och M Vredin Johansson (2008), "Dubbla mål i miljöpolitiken; Risk för resursslöseri", *Ekonomisk Debatt*, årg 34, nr 7, s 32-43.

Forslund, J, E Samakovlis, M Vredin Johansson och L Barregård (2009), "Does Remediation Save Lives? – On the Cost of Cleaning up Arsenic Contaminated Sites in Sweden", Working Paper 2009:108, Konjunkturinstitutet, Stockholm.

Hamilton, J T och W K Viscusi (1999), *Calculating Risks – The Spatial and Political Dimensions of Hazardous Waste Policy*, MIT Press, London.

Hultkrantz, L och M Svensson (2008), "Värdet av Liv", *Ekonomisk Debatt*, årg 36, nr 2, s 5-16.

Jones-Lee, M (1992), "Paternalistic Altruism and the Value of Statistical Life", *Economic Journal*, vol 102, s 80-90.

Liljelind, I och L Barregård (2008), "Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden", Rapport 5859, Naturvårdsverket, Östersund.

Miljömålsrådet (2008), "Miljömålen – nu är det bråttom!", Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges miljömål, Miljövårdsrådet, Stockholm.

Naturvårdsverket (1997a), "Generella riktvärden för förorenad mark", Rapport 4638, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (1997b), "Development of Generic Guideline Values – Model and Data Used for Generic Guideline Values for Contaminated Soils in Sweden", Rapport 4639, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2007), "Riskbedömning av förorenade områden – En vägledning från

förenklad till fördjupad riskbedömning, Remissversion 2007", Remissversion 2007-10-19, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2008a), "Lägesbeskrivning av efterbehandlingsarbetet i landet 2007", Skrivelse, 2008-02-21, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2008b), "Kostnadsnyttoanalys som verktyg för prioritering av efterbehandlingsinsatser, Metodutveckling och exempel på tillämpning", Rapport 5836, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2008c), "Lägesbeskrivning av efterbehandlingsarbetet i landet 2007-Bilagor", 2008-02-21, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2008d), "Tabell över begränsande faktorer för riktvärdena för förorenad mark", <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-foro-renade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-foro-renad-mark/Tabell-over-begransande-faktorer-for-riktvarden-for-foro-renad-mark/> (2008-12-18).

Naturvårdsverket (2008e), "Nya generella riktvärden för förorenad mark", <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-foro-renade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-foro-renad-mark/> (2009-01-16).

Naturvårdsverket (2008f), "Förklaring av markanvändningstyper: KM och MKM", <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-foro-renade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-foro-renad-mark/Forklaring-av-markanvandningstyper-KM-och-MKM/> (2008-12-18).

Ramsberg J och L Sjöberg (1997), "The Cost-effectiveness of Life-saving Interventions in Sweden", *Risk Analysis*, vol 17, s 467-478.

Regeringens proposition (2004/05:150), *Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag*.

Rosén L m fl (2006), "Riskvärdering vid val av åtgärdsstrategi", Rapport 5537, Naturvårdsverket, Stockholm.

SIKA (2005), "Effektiva styrmedel för säkrare vägtrafik", SIKA PM 2005:8, Statens institut för kommunikationsanalys, Stockholm.

SIKA (2008), "Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 4", SIKA PM 2008:3, Stockholm.

Sjöberg, L (2003), "Riskperception och attityder", *Ekonomisk Debatt*, årg 31, nr 6, s 22-31.

Tallbäck M, M Rosén, M Stenbeck och PW Dickman (2004), "Cancer Patient Survival in Sweden at the Beginning of the Third Millen-

nium – Predictions using Period Analysis”, *Cancer Cause and Control*, vol 15, s 967-976.

Tengs, T och J D Graham (1996), ”The Opportunity Cost of Haphazard Social Investments in Life-Saving”, i Hahn, R W (red), *Risks, Costs and Lives Saved*, Oxford University Press, New York.

US EPA (1992), ”Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term”, Publication 9285.7-08I, Office of Solid Waste and Emergency Response, Hazardous Site Evaluation Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

US EPA (2002), ”Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Calculations at Hazardous Waste Sites”, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

US EPA (2004), ”Cleaning up the Nation’s Waste Sites: Markets and Technology

Trends”, EPA 542-R-04-015, S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

US HHS (2007), ”Toxicological Profile for Arsenic”, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Washington D.C.

US NAS, (2001), *Arsenic in Drinking Water, 2001 Update*, National Academy Press, Washington D.C.

Viscusi, K W, J T Hamilton och P C Dockins (1997), ”Conservative versus Mean Risk Assessments: Implications for Superfund Policies”, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 34, s 187-206.

WHO, (1993), *Guideline for Drinking-water Quality*, andra upplagan, vol 1, World Health Organization, Genève, Schweiz.

WHO, (2000), *Air Quality Guideline*, andra upplagan, World Health Organization, Genève, Schweiz.