

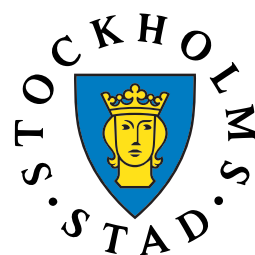
**Nya gifter -
nya verktyg**



ISSN 1653-9168

Miljögifter och nya verktyg ur samhällsekonomiskt perspektiv

Åsa Soutukorva, Tore Söderqvist och Linus Hasselström
Enveco Miljöekonomi AB



Under åren 2004-2008 driver Miljöförvaltningen tillsammans med Stockholm Vatten AB projektet Nya gifter – Nya verktyg med finansiering ur stadens Miljömiljard.

Projektets mål är att ta fram information om vilka ämnen som bör prioriteras i stadens miljögiftsarbete, både i form av åtgärder och miljöövervakning. Det ska också beskriva var i staden de prioriterade ämnena används, hur de når stockholmsmiljön och vad staden och andra aktörer kan göra för att minska de problem som är förknippade med miljögifter i Stockholm.

En sammanfattande slutrapport kommer att publiceras under våren 2008.

Varje författare ansvarar för innehållet i respektive delrapport.

Stockholm 2008

Omslagsillustration:
Tobias Flygar

Ett samarbete mellan:



ISSN: 1653-9168

Innehåll

Sammanfattning	3
Abstract	5
I Inledning	7
2 Miljöekonomiska utgångspunkter	9
2.1. Nyttan av att vidta åtgärder	9
2.2. Kostnaden för att vidta åtgärder	9
2.3. Hur mäta nytta?	11
3 Nyttor och kostnader av att minska förekomsten av miljögifter i Stockholm l4	
4 En <i>top down</i> -analys	16
4.1 Analys baserad på EAF-ansatsen i Landrigan et al. (2002) och Davies (2006)	16
4.2 Analys baserad på Pearce och Koundouri (2003, 2004)	21
4.3 Sammanfattning	22
5 En <i>bottom up</i> -analys	23
5.1 PCB	23
5.1.1 Ohälsoeffekter av PCB i form av cancer och nedsatt IQ	23
5.1.2 Effekter av nedsatt IQ-nivå på barns förväntade livsinkomst	24
5.1.3 Halter av PCB hos svenska gravida och ammande kvinnor	24
5.1.4 Den förväntade livsinkomsten bland stockholmarna	26
5.1.5 Sammanfattande resultat PCB	27
5.2 Bly	28
5.3 Slam från avloppsreningsverk	29
5.3.1 Nyttor	31
5.3.2 Kostnader för att producera slam som lantbrukare accepterar	33
5.3.3 Jämförelse av nytta och kostnader	34
6 Nya verktyg: inventering, kostnader och effekter	35
6.1 Inventering	35
6.1.1 Informationskampanjer	35
6.1.2 Nya typer av VA-system	36
6.1.3 Frivilliga överenskommelser med branscher	36
6.1.4 Offentlig upphandling	37
6.1.5 Val av fallstudier	37
6.2 Kadmium i konstnärsfärger	38
6.2.1 Bakgrund	38
6.2.2 Kostnader hittills (september -07)	38
6.2.3 Effekt	38
6.2.4 Kostnad per effekt	42
6.3 LAS och triclosan i Hammarby Sjöstad	42
6.3.1 Bakgrund	42
6.3.2 Kostnader	42

6.3.3	Effekt	43
6.4	Biltvättar och AFE	46
6.4.1	Bakgrund	46
6.4.2	Effekt	47
6.4.3	Kostnader	47
6.5	PCB i fogar	48
6.5.1	Bakgrund	48
6.5.2	Kostnader	49
6.5.3	Kostnad per effekt	49
6.6	Sammanfattning	50
7	Slutsatser	51
8	Åtgärder och ansvar	53
9	Referenser	54
10	Bilagor	59
Bilaga I: Detaljerade resultat från DD-regressionen i avsnitt 6.2.3		59

Sammanfattning

Denna rapport redovisar resultat från forskningsprojektet *Miljögifter och nya verktyg ur samhällsekoniskt perspektiv*, som har genomförts av Enveco Miljöekonomi AB med finansiering av Stockholms stads projekt *Nya gifter – nya verktyg*.

I rapporten sammanfattas det gängse tillvägagångssättet enligt nationalekonomisk teori för att beräkna samhällsekonomiska nyttor och kostnader och det redogörs för hur detta tillvägagångssätt kan appliceras på de skador som miljögifter ger upphov till och de åtgärder som kan vidtas för att minska förekomsten av miljögifter.

Rapporten redogör för resultaten av en analys av vilka samhällsekonomiska kostnader som de nuvarande miljögiftsproblemen medför för Stockholms del. Den här analysen har genomförts med hjälp av två olika analysansatser. För det första har befintliga resultat kring samhällsekonomiska kostnader identifierats med hjälp av litteratursökningar och i möjligaste mån generaliserats till att gälla miljögiftssituationen i Stockholm. Att på detta sätt gå från verkan (samhällsekonomiska kostnader) till orsak (miljögifter) kallar vi för en *top-down*-ansats. För det andra har vi gått från orsak till verkan genom att studera tre olika fall där det finns kunskap om vilka samhällsekonomiska effekter som specifika miljögiftsproblem i Stockholm medför. Detta kallar vi en *bottom-up*-ansats. De tre fall som analyserades med hjälp av denna ansats är (1) PCB, (2) bly och (3) slam från reningsverk.

Top-down-analysen indikerar att 100-400 Mkr/år kan användas som en undre gräns för de samhällsekonomiska kostnaderna i Stockholm till följd av miljögifter. När det gäller *bottom-up*-analysen beräknades hur PCB respektive bly påverkar stockholmarnas livsinkomster till följd av ett negativt samband mellan PCB respektive bly och IQ-nivå. Den totala minskade livsinkomsten beräknades till drygt 300 Mkr per år i fallet PCB och till drygt 800 Mkr per år i fallet bly. Analysen av slam från reningsverk indikerar en ekonomisk lönsamhet med att använda slammet från Stockholms reningsverk inom jordbruket i full skala, givet att analysen begränsas till aktörerna Stockholm Vatten och jordbruket. Att inkludera andra aktörer i analysen kan dock leda till ett annat utfall.

Slutligen har ett antal kategorier av verktyg för att minska förekomsten av miljögifter identifierats: (1) Informationskampanjer, (2) Nya typer av VA-system, (3) Frivilliga överenskommelser med branscher och (4) Offentlig upphandling. Följande fallstudier var sedan föremål för en ekonomisk analys av kostnaden per effekt av respektive verktyg: kampanjen för minskad användning av kadmium i konstnärsfärger (exempel på informationskampanj riktad mot viss grupp), minskade utsläpp av LAS och triclosan i Hammarby Sjöstad (exempel på informationskampanj riktad mot allmänheten) samt minskad användning av giftiga bilvårdsprodukter vid biltvättsanläggningar (exempel på frivillig överenskommelse med branschen). För att även ge en illustration av kostnader som kan uppstå om förebyggande eller tidiga åtgärder inte vidtas har även kostnaderna för PCB-sanering av fasadfogar studerats. Vi kan i rapporten påvisa en effekt av verktygen, då det gäller fallen med kadmium, LAS och PCB. Effekten för triclosan-fallet är inte klarlagd.

Observera att en jämförelse mellan verktygen i termer av kostnadseffektivitet inte är möjlig att göra utifrån resultaten som presenteras. Åtgärderna syftar till reduktion av olika ämnen med var för sig individuella egenskaper. Det är därför inte rimligt att direkt jämföra kostnaden per effekt för de olika verktygen med varandra. Dessutom är åtgärderna och de reduktioner av ämnen som de leder till i sig av olika slag. I kadmium-, LAS-, och triclosan-fallen syftar verktygen till ett direkt undvikande av utsläpp av ämnena. I fallet med PCB-sanering av fasadfogar finns ämnet inbyggt i fogarna och det är möjligt att allt PCB inte skulle spridas vidare i miljön även om fogarna inte skulle vara föremål för sanering.

Rapportens slutsatser handlar bland annat om i vilken mån det är möjligt att göra direkta jämförelser mellan kostnaden att vidta åtgärder mot miljögifter och nyttan av sådana åtgärder. Som exempel nämns att skattningen 100-400 Mkr/år som en undre gräns för miljöskadekostnaderna i Stockholm till följd av miljögifter kan tolkas som att det är lönsamt för samhället att åtminstone vidta åtgärder som kostar 100-400 Mkr/år för att få bukt med miljögiftsproblematiken. Det kan då konstateras att kostnaderna för de åtgärder som nämns i rapporten ryms inom detta intervall. Det kan tolkas som att dessa åtgärder är samhällsekonomiskt motiverade, men å andra sidan utgör dessa åtgärder enbart en delmängd av alla olika åtgärder som vidtas mot miljögifter i Stockholm, och någon totalkostnad för *alla* åtgärder skattades inte i den här rapporten.

Abstract

This report presents the results of a research project on toxic pollutants and new policy tools in an economic perspective. The project was funded by the City of Stockholm.

The approach used in economics for measuring benefits and costs is summarized, and it is explained how the economic approach can be applied to damage caused by toxic pollutants and to the measures that can be taken for reducing the presence of toxic pollutants.

The report presents the results of an analysis of the costs caused by toxic pollutants in the case of Stockholm. This analysis was carried out by using two different approaches. First, existing results about such costs were identified and generalized to the case of Stockholm. We call this way of going from the effect (costs) to the cause (toxic pollutants) a top-down approach. Second, we have gone from the cause to the effect by studying three cases characterized by the availability of some more detailed data about the economic effects related to toxic pollutants in the case of Stockholm. This kind of analysis is called a bottom-up approach in the report. The three cases are: (1) PCB, (2) lead and (3) sludge from sewage treatment plants.

The top-down analysis indicates that SEK 100-400 million per year might be interpreted as a lower boundary for the damage costs due to toxic pollutants in Stockholm. As to the bottom-up analysis, the impact of PCB and lead on lifetime income in Stockholm was estimated using earlier results on the negative relationship between PCB and lead, respectively, and IQ level. The total decrease in lifetime income was estimated to about SEK 300 million per year in the case of PCB and about SEK 800 million per year in the case of lead. The analysis of sludge from the sewage treatment plants in Stockholm indicates that a full-scale use of sludge in agriculture is profitable, given an analysis that is restricted to the actors of Stockholm Vatten and farmers. However, including also other actors in the analysis might cause another result.

Finally, a number of categories for policy tools were identified: (1) information campaigns, (2) new types of water and sewage treatment systems, (3) voluntary agreements with industries, and (4) public procurement. An economic analysis of the costs per effect was carried out in the following cases: an information campaign aiming at reducing the use of cadmium in paints used by artists, an information campaign for the general public aiming at reducing the emissions of LAS and triclosan and an agreement with car wash facilities on reduced use of some particular chemicals. In order to also illustrate what costs might arise if preventive measures are not taken, the costs of decontaminating facing seams containing PCB were also analyzed. A factual effect was identified for the cases of cadmium, LAS and PCB. The effect for the case of triclosan in Hammarby Sjöstad is not clear.

It should be emphasized that the costs per effect cannot be directly compared across the policy tools, because the tools are aiming at reducing different pollutants having different characteristics. Moreover, the policy tools and the reductions they cause also have different characteristics. In the cases of cadmium, LAS and triclosan, the tools

aim at a direct avoidance of emissions of the substances. In the case of decontamination of facing seams, PCB is “built in” the facing seams and it is possible that all PCB would not reach the environment even if the facing seams would not be subject to decontamination.

The conclusions in the report include a discussion on to what extent it is possible to carry out direct comparisons between the costs of taking measures against toxic pollutants and the benefits of such measures. For example, the estimate of SEK 100-400 million per year as a lower boundary for the damage costs due to toxic pollutants in Stockholm suggests that it is economically motivated for society to spend at least SEK 100-400 million per year on actions that can mitigate the effects of toxic pollutants in Stockholm. It could be noted that the costs of the measures that are mentioned in the report thus seem to be economically motivated. However, these measures constitute only a subset of all measures that are taken against toxic pollutants in Stockholm, and a total cost for *all* measures was not estimated in this report.

I Inledning

Denna rapport redovisar resultat från forskningsprojektet *Miljögifter och nya verktyg ur samhällsekonomiskt perspektiv*, som har genomförts av Enveco Miljöekonomi AB med finansiering av Stockholms stads projekt *Nya gifter – nya verktyg*.

Syftet med projektet *Nya gifter – nya verktyg* är både att förhindra uppkomsten av nya saneringsobjekt i Stockholm genom ett förebyggande arbete högt upp i orsakskedjan och att förbättra stockholmarnas livsmiljö. Målen med projektet är bland annat att besvara frågan om vilka ämnen som framöver bör prioriteras i Stockholms miljögiftsarbete, att ta fram materialflödesanalyser för ett antal ämnen, föreslå åtgärder som är möjliga för staden och andra aktörer att vidta inom sin rådighet för att åstadkomma en betydande minskning av risken för negativa effekter av kemiska ämnen på Stockholmsmiljön och stockholmarnas hälsa. Därutöver finns en målsättning att utveckla verktyg för att kunna bedriva en långsiktig och kostnadseffektiv uppföljning av resultaten av projektet.

Forskningsprojektet *Miljögifter och nya verktyg ur samhällsekonomiskt perspektiv* består av följande komponenter:

- a. Som en utgångspunkt för projektet sammanfattas det gängse tillvägagångssättet enligt nationalekonomisk teori för att beräkna samhällsekonomiska nyttor och kostnader och hur detta tillvägagångssätt kan appliceras på de skador som miljögifter ger upphov till och de åtgärder som kan vidtas för att minska förekomsten av miljögifter.
- b. En översiktlig analys av vilka samhällsekonomiska kostnader som de nuvarande miljögiftsproblemen medför för Stockholms del. Det här genomförs genom att befintliga resultat kring samhällsekonomiska kostnader identifieras med hjälp av litteratursökningar och i möjligaste mån generaliseras till att gälla miljögiftssituationen i Stockholm. Att på detta sätt gå från verkan (samhällsekonomiska kostnader) till orsak (miljögifter) kallar vi för en *top-down*-ansats. Osäkerheterna med att generalisera resultat på det här sättet kommer att belysas.
- c. Komplettering av *top-down*-ansatsen med att studera ett fall där det finns kunskap om vilka samhällsekonomiska kostnader som ett specifikt miljögiftsproblem i Stockholm medför. Den samhällsekonomiska kostnaden av dessa ohälsoeffekter kan sedan beräknas med hjälp av gängse nationalekonomiska metoder för att ekonomiskt värdera ohälsa. Att på detta sätt istället gå från orsak (miljögifter) till verkan (samhällsekonomiska kostnader) kallar vi för en *bottom-up*-ansats. PCB valdes som detta fall, men problematiken kring användning av slam inom jordbruket bedömdes också som viktigt att belysa ekonomiskt. Dessutom illustreras *bottom-up*-ansatsen med fallet bly.
- d. En inventering av nya verktyg som redan har använts för att minska, lösa eller förebygga miljögiftsproblem i Stockholm. Utifrån resultatet av denna inventering undersöktes kostnaderna för och effekterna av ett urval av dessa verktyg.

Resten av den här rapporten är upplagd på följande sätt. I nästa avsnitt (2) redogörs för miljöekonomiska utgångspunkter. I avsnitt 3 diskuteras hur nyttor och kostnader av att minska förekomsten av miljögifter i Stockholm skulle kunna beräknas med hjälp av *bottom-up*-ansatsen och *top-down*-ansatsen. Resultaten av en *top-down*-analys redovisas i avsnitt 4, varefter resultaten av en *bottom-up*-analys presenteras i avsnitt 5. I avsnitt 6 presenteras inventeringsresultat gällande nya verktyg och ekonomisk analys av ett urval av dessa. Sammanfattande slutsatser återfinns i avsnitt 7, varefter rapporten avslutas med en diskussion i avsnitt 8 om åtgärder och ansvar. Diskussioner om osäkerheten i data, metoder och resultat har integrerats i avsnitten 4-7.

2 Miljöekonomiska utgångspunkter¹

Miljöekonomi är den gren av vetenskapen nationalekonomi som tillämpar nationalekonomisk teori på miljörelaterade frågor. Miljöekonomi har vidare samma etiska utgångspunkter som nationalekonomi, vilket bland annat betyder ett antropocentriskt synsätt på miljön i så måtto att något i naturen enbart har ett värde i den mån människor har eller hyser ett värde för detta. För att bedöma om det ekonomiskt går att motivera införandet av en viss miljöförbättrande åtgärd räcker det således inte med att känna till åtgärdernas konsekvenser för miljön, utan det är dessutom nödvändigt att veta hur människor påverkas av miljökonsekvenserna.

Det här illustreras av nedanstående miljöekonomiska standarddiagram (figur 1), där den horisontella axeln mäter utsläppen av någon förorening i miljön. Om den här föroreningen har negativa konsekvenser för människan brukar man tala om att en miljöskadestånd uppstår. Ohälsa kan vara en sådan negativ konsekvens. En annan konsekvens kan vara miljöeffekter som är negativa för människan eller åtminstone upplevs som negativa. Ett exempel är miljögifter som kan drabba djur vars hälsa och existens åtminstone vissa människor bryr sig om eller kan påverka hela ekosystem negativt, vilket i sin tur kan försämra tillgången på ekosystemtjänster som är viktiga för människan. Andra exempel är eutrofieringseffekter såsom algbloomningar som gör det otrevligt att bada, sämre fiskevattnet på grund av vattenkraftsutbyggnad och ökade översvämningssrisker på grund av utsläpp av växthusgaser.

2.1. Nyttan av att vidta åtgärder

Sådana här miljöskadeståndar illustreras i figur 1 av kurvan som stiger när utsläppen ökar. Kurvan mäter den *marginella* miljöskadestånden, vilket är lika med ökningen i den totala miljöskadestånden när utsläppen ökar med en enhet. Den här kurvan kan se ut på många olika sätt och kännetecknas i många fall av olika trösklar, men diagrammet utgår från ett fall där den marginella miljöskadestånden till att börja med är noll och sedan växer kontinuerligt i takt med ökande utsläpp. Man tänker sig alltså att skadeverkningarna på marginalen blir större och större när utsläppen ökar.

Den *totala* miljöskadestånden är lika med ytan under kurvan. Att gå från ett utgångsläge med höga utsläpp (x^0) till ett läge med mindre utsläpp (x^1) skulle alltså leda till en minskning av den totala miljöskadestånden som uppgår till ytan A+B. Detta är lika med *nyttan* av att minska utsläppen från x^0 till x^1 .

2.2. Kostnaden för att vidta åtgärder

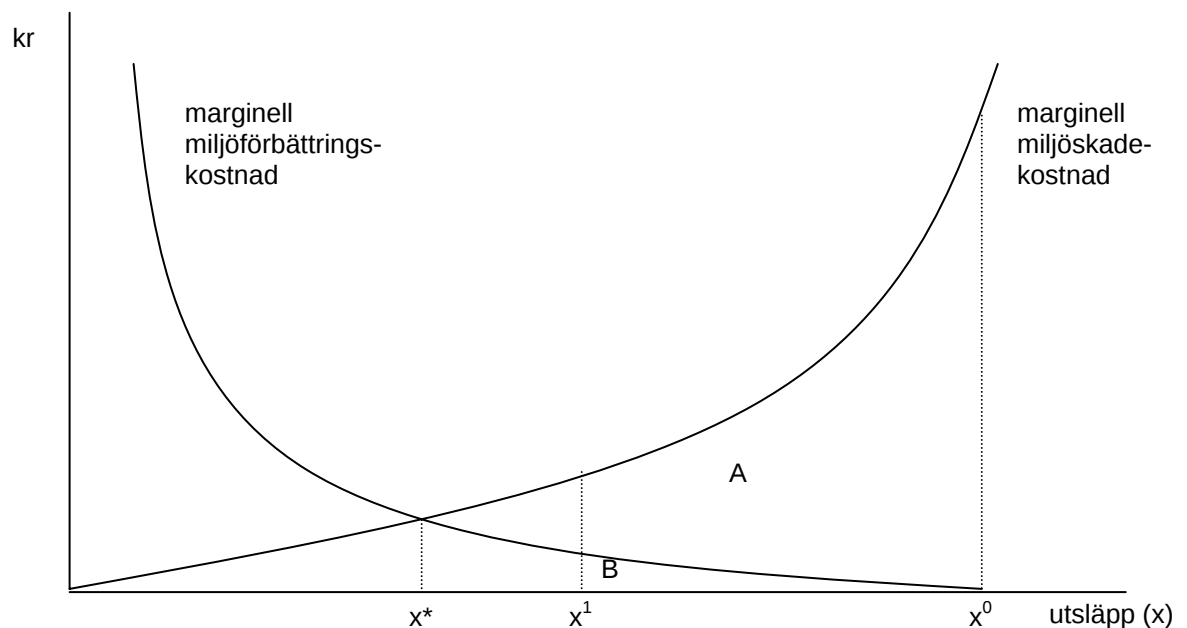
Men att åstadkomma en minskning av utsläppen fordrar någon slags åtgärd. Och eftersom ingenting är gratis här i världen i meningen att det alltid finns en alternativ användning av knappa resurser medför det alltid kostnader att vidta en åtgärd. Sådana

¹ För grundläggande framställningar av miljöekonomi, se t.ex. Brännlund och Krüström (1998), Perman et al. (2001) och Söderqvist et al. (2004).

åtgärds kostnader återspeglas av diagrammets andra kurva, den som stiger när utsläppen minskar. Denna kurva mäter den marginella miljöförbättringskostnaden, vilket är lika med ökningen i den totala miljöförbättringskostnaden när utsläppen minskar med en enhet. Även den här kurvan kan ha många olika utseenden, men så som den är ritad i diagrammet är den marginella miljöförbättringskostnaden noll vid x_0 , som kan tolkas som utgångsläget som råder innan några åtgärder har vidtagits överhuvudtaget. Men ju mer ambitiösa åtgärder som vidtas för att minska utsläppen, desto högre blir den marginella miljöförbättringskostnaden.

Den totala miljöförbättringskostnad som uppstår genom att minska utsläppen från x^0 till x^1 är lika med ytan B under den marginella miljöförbättringskostnadskurvan. Detta är lika med *kostnaden* av att minska utsläppen från x^0 till x^1 , och eftersom ytan B är mindre än ytan A+B (nyttan), kan vi dra slutsatsen att det är samhällsekonomiskt lönsamt att vidta åtgärder som minskar utsläppen på detta sätt.

Faktum är att ur samhällsekonomisk synvinkel är det optimalt att vidta åtgärder som minskar utsläppen ända tills den marginella miljöskadekostnaden blir lika stor som den marginella miljöförbättringskostnaden, dvs från x^0 ända till x^* . Men varje ytterligare enhet minskat utsläpp kostar mer än den smakar, eftersom den marginella miljöförbättringskostnaden är större än den marginella miljöskadekostnaden till vänster om x^* .



Figur 1. Nyttan och kostnaden av att vidta åtgärder illustreras med hjälp av kurvorna i diagrammet.

2.3. Hur mäta nytta?

Det brukar i allmänhet vara lätt att förstå tillvägagångssättet för att mäta kostnaden för att vidta åtgärder. I princip handlar detta om att det krävs insatser av olika resurser (arbetskraft, maskiner, osv.) för att vidta en åtgärd, och kostnaden för detta är vad som går förlorat i och med att resurserna inte kan användas för någonting annat. Kostnaden för att resurserna inte kommer till nytta i sin bästa alternativa användning kallas för *alternativkostnaden*, och ofta kan denna kostnad mätas helt enkelt som utgiften för att använda resursen ifråga (Boardman et al., 2001).

Hur det går till att mäta nyttan av att vidta åtgärder är vanligen svårare att förstå intuitivt. Här handlar det om att säga något om det ekonomiska värdet av miljöförändringar (inklusive ev. hälsoförändringar till följd av miljöpåverkan), vilket i förstone förefaller som något svårfångat. Det finns dock metoder för att angripa det här. I allmänna ordalag handlar dessa metoder om att undersöka vilka avvägningar som människor är beredda att göra mellan miljön och andra resurser. Med ekonomisk teori som utgångspunkt kan det nämligen hävdas att sådana avvägningar avslöjar hur miljöförändringar påverkar människors välbefinnande. Lite annorlunda uttryckt mäter ekonomer en miljöförändrings påverkan på välbefinnandet som de resurser individer skulle vara villiga att avstå för att förändringen ska bli verklighet alternativt förhindras. Ett annat ord för denna villighet att avstå resurser är *betalningsvilja*. I vissa sammanhang kan det vara mer relevant att studera en annan slags avvägning, nämligen vad människor kräver i kompensation om miljöförändringen blir verklighet eller förhindras, med andra ord deras *kompensationskrav*. Vinstförändringar är motsvarande mått för företagssidan av samhället.

Eftersom ekonomiska värden handlar om vilka avvägningar som människor är villiga att göra kommer det ekonomiska värdet av miljöförändringar att bero på människors preferenser, det vill säga deras mer eller mindre bestämda uppfattningar om hur viktiga eller oviktiga olika saker är för dem. Betydelsen av människors preferenser i ekonomisk teori återspeglar dels en antropocentrisk etisk utgångspunkt och dels att stor vikt brukar läggas vid principen om individens suveränitet, dvs att varje enskild person är den enda som kan avgöra vad som är bra eller dåligt för henne. För diskussioner kring de här utgångspunkterna hänvisas till t.ex. Söderqvist et al. (2004).

Ibland leder miljöförändringar till effekter som gäller varor och tjänster som är föremål för handel och prissättning på marknader. Kanske rör det sig om en åtgärd som förbättrar strömmingsbeståndet i skärgården. Nyttan av denna åtgärd består åtminstone delvis i bättre strömmingsfångster för yrkesfisket. Fångad strömming köps och säljs på en marknad. Om det finns tillräcklig information om strömmingsmarknaden i form av efterfråge- och utbudssamband går det att utifrån dessa samband skatta det ekonomiska värdet av bättre strömmingsfångster för yrkesfisket.

Det blir metodmässigt mer besvärligt när effekterna handlar om varor och tjänster som inte är föremål för handel på någon marknad, och det är ett mer typiskt fall när det gäller miljö- och hälsoförändringar. För att även i detta fall kunna göra en ekonomisk värdering har miljö- och hälsoekonomer utvecklat särskilda värderingsmetoder, vilka kan indelas i nedanstående tre huvudgrupper. Se t.ex. Brännlund och Kriström (1998),

Freeman (2003) eller Söderqvist et al. (2004) för en utförligare beskrivning av de här metoderna.

1. Metoder baserade på faktiskt marknadsbeteende (*revealed preferences methods*).
2. Scenariometoder (*stated preferences methods*).
3. Andra värderingsmetoder (inte lika fast rotade i ekonomisk teori).

Metoder baserade på faktiskt marknadsbeteende utnyttjar sig av kopplingar som ibland finns 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. Ett typiskt exempel på en metod av den här typen är den så kallade fastighetsvärdemetoden. Den utgår från tanken att miljö kvalitet kan spela roll för 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. Produktionsfunktionsmetoden, resekostnadsmetoden och skyddsutgiftsmetoden är andra exempel på värderingsmetoder inom den här huvudgruppen.

Scenariometoder går ut på att upprätta en hypotetisk marknadssituation i vilken människor ges tillfälle att i en intervju- eller enkätsituation göra avvägningar mellan miljö och hälsa å ena sidan och deras privatekonomi å andra sidan. I intervjun eller enkäten beskrivs ett scenario i form av en miljöförändring beskrivs för ett (vanligen) slumpmässigt urval personer. Sedan ställs frågor ur vars svar det går att få information om personernas betalningsvilja för ett förverkligande av förändringen. Bland scenariometoderna återfinns den så kallade scenariovärderingsmetoden (*contingent valuation method*) och *choice experiments*. Under de senaste decennierna har den här typen av metoder varit föremål för omfattande testning, vilket har lett till relativ god kunskap om under vilka omständigheter scenariometoder kan förväntas fungera bra respektive mindre bra (se t.ex. Carson och Groves, 2007).

En gemensam nämnare för ovanstående två huvudgrupper av värderingsmetoder är att de kan motiveras utifrån gängse ekonomisk teori. De syftar nämligen till att skatta människors betalningsvilja/kompensationskrav eller företags vinstförändringar. Det finns dock *andra värderingsmetoder* som också har kommit till användning för att värdera miljöförändringar, men som inte står på en lika fast teoretisk grund. Den så kallade humankapitalmetoden är ett viktigt exempel. Den grundar sig bland annat på utgångspunkten att en persons värde är vad hon producerar och att löner ger information om produktivitet. Metoden ger en grund för att använda data om produktions- och inkomstbortfall för att värdera försämrad hälsa. Till detta läggs vanligen beräkningar av vårdkostnader. Även om metoden med fog kan kritiserats för att inte ta hänsyn till vilka avvägningar som människor verkligen är beredda att göra med avseende på hälsoförändringar, används den ofta eftersom data ofta brukar vara relativt lättillgängliga. I allmänhet ses humankapitalmetodens resultat som en indikation på den undre gränsen för det verkliga ekonomiska värdet av hälsoförändringar.

Till de andra värderingsmetoderna hör även olika försök att utifrån åtgärds kostnader säga någonting om nyttan av att vidta åtgärder. Det kan exempelvis handla om att undersöka kostnaden för att verkställa politiska beslut på miljöområdet. I vissa fall kan

detta säga något om vilken betalningsvilja som kan finnas för de effekter som besluten får, men det finns stor risk för sammanblandning mellan kostnadssidan och nyttosidan.

3 Nyttor och kostnader av att minska förekomsten av miljögifter i Stockholm

Med figur 1 ville vi förmedla en konceptuell förståelse för vad nyttor och kostnader av minskade utsläpp är för någonting. Vad det här projektet syftar till är att kunna säga någonting om just nyttor och kostnader av att minska förekomsten av miljögifter i Stockholm. Kostnader gäller exempel på de nya verktyg som har använts och/eller används mot miljögifter i Stockholm (se vidare avsnitt 6), medan nyttorna gäller en minskning av de skadekostnader som miljögifter i Stockholm medför.

Det går att tänka sig åtminstone två vägar att angripa nyttornas storlek. Den forskningsmässigt kanske mest naturliga ansatsen skulle vara att börja med att studera vilka skadekostnader som kan härledas till varje enskilt miljögift. Med den här ansatsen behöver följande undersökas:

1. Förekomsten av ett viss miljögift i miljön.
2. Effekterna för människa till följd av förekomsten av miljögiftet. Effekterna kan exempelvis handla om ohälsa till följd av att människor exponeras för miljögiftet, men det kan också handla om rena miljöeffekter som människor bryr sig om eller påverkas av på annat sätt, t.ex. att djur löper risk att förgiftas eller att ekosystem påverkas negativt, vilket kan försämra tillgången på ekosystemtjänster som är viktiga för människan.
3. Skadekostnaderna till följd av effekterna för människan, dvs effekterna uttryckta i kronor.

För att få en totalbild summeras (med hänsyn tagen till eventuella synergieffekter mellan miljögifterna) sedan skadekostnaderna för vart och ett av miljögifterna. Det här kallar vi en *bottom-up*-ansats, som alltså syftar till att försöka genomföra en analys som går från orsak (miljögifter) till verkan (samhällsekonomiska kostnader), jfr avsnitt 1. Det är dock tyvärr orealistiskt att tänka sig att kunna lyckas med denna ansats fullt ut, eftersom kunskapen om många miljögifters effekter är ofullständig. Vi har dock försökt illustrera ansatsen med hjälp av fallen PCB och bly, se avsnitt 5. PCB och bly kan visserligen inte sägas vara "nya" miljögifter, men att belysa PCB och bly kan vara av intresse eftersom det inte kan uteslutas att det finns eller kommer att finnas nya ämnen med PCB- och blyliknande effekter. Bromerade flamskyddsmedel, som har påvisats i bröstmjolk och blod hos svenskar, debatteras ibland utifrån detta perspektiv. Vidare tar avsnitt 5 upp slam från Stockholms avloppsreningsverk som ett exempel på där ett aggregat av ämnen i och för sig inte har bedömts vara hälsoskadligt, men där ett bristande förtroende för slammets lämplighet som växtnäringssämne ändå har lett till att det endast i liten skala används inom jordbruket. Några nyttor och kostnader av att kunna nå en ökad användning av slam inom jordbruket belyses och diskuteras.

Ur ett policyperspektiv är svårigheterna att nå en totalbild med *bottom-up*-ansatsen ett stort problem, eftersom det leder till brist på beslutsunderlag för vilka åtgärder som totalt sett är ekonomiskt motiverade att vidta. Risker är då stora för att samhället felprioriterar i meningen att det lägger ned antingen för lite eller för mycket resurser på åtgärder som syftar till att få ned förekomsten av miljögifter. Med tanke på behovet av beslutsunderlag finns i litteraturen inte oväntat försök att få en totalbild på något

annat sätt, med hjälp av vad vi här kommer att kalla för en *top-down*-ansats, jfr avsnitt 1.

Den *top-down*-ansats som vi kommer att fördjupa oss i går ut på att gå från verkan (samhällsekonomiska kostnader) till orsak (miljögifter) på följande sätt:

1. Konstatera vilka skadekostnader som *kan* ha med miljöfaktorer att göra. Fokus i litteraturen verkar ligga på skadekostnader till följd av ohälsa, vilket betyder att starten för analysen har varit att identifiera vilka sjukdomar vars förekomst *kan* helt eller delvis förklaras med miljöfaktorer, exempelvis exponering för miljögifter.
2. Beräkna de samhällsekonomiska kostnaderna till följd av de sjukdomar som identifierades i steg 1.
3. Gör en bedömning av i vilken grad miljöfaktorer är skyldiga till sjukdomarna, dvs en skattning (i procent) av vad som har kallats EAF (*environmentally attributable fraction*), där EAF kan variera beroende på vilken sjukdom som är aktuell och beroende på hur "miljöfaktorer" definieras.
4. Beräkna med hjälp av EAF för respektive sjukdom den andel av de samhällsekonomiska kostnaderna som beror på miljöfaktorer.
5. Summera över alla sjukdomar för att få den totala skadekostnaden till följd av miljöfaktorer.

Vart och ett av de här stegen kommer närmare att beskrivas och diskuteras i avsnitt 4, där vi använder oss av några studier som har använt *top-down*-ansatsen för att säga någonting om de möjliga samhällsekonomiska kostnaderna till följd av miljögifter i Stockholm. Det bör noteras att de här studierna har använt sig av humankapitalmetoden. Som påpekades i avsnitt 2.3 har denna metod viktiga svagheter. Valet av denna metod kan i allmänhet förväntas leda till underskattningar av det verkliga ekonomiska värdet av hälsoförändringar.

4 En top down-analys

Som nämnades i föregående avsnitt kan en *top-down*-ansats motiveras av det stora behovet av beslutsunderlag rörande vilka prioriteringar som samhället ska göra. Även om denna ansats innefattar osäkerheter, så är det rimligen bättre att veta någonting än ingenting, åtminstone om det framgår hur denna vetenskap har tagits fram och vilka källorna till osäkerhet är. Behovet av beslutsunderlag återspeglas av Långtidsutredningen 1999/2000, som gjorde ett försök att göra en grov uppskattning av de samhällsekonomiska kostnaderna till följd av förekomsten av miljögifter (SOU 2000:7). Denna uppskattning landade på några miljarder kr per år, varav hälsokostnader antogs stå för den största delen. Om "några" försiktigtvis antas stå för 3 miljarder kr och om kostnaderna antas vara proportionerliga med den svenska folkmängden kan Stockholm stads andel beräknas till ca 250 Mkr per år. Även om en sådan bedömning ger en intressant indikation vilade den på ett ytterst begränsat dataunderlag. För att en *top-down*-analys ska kunna fungera som ett beslutsunderlag krävs ett systematiskt och genomskinligt tillvägagångssätt, vilket inte var fallet när det gäller beräkningarna i Långtidsutredningen 1999/2000.

4.1 Analys baserad på EAF-ansatsen i Landrigan et al. (2002) och Davies (2006)

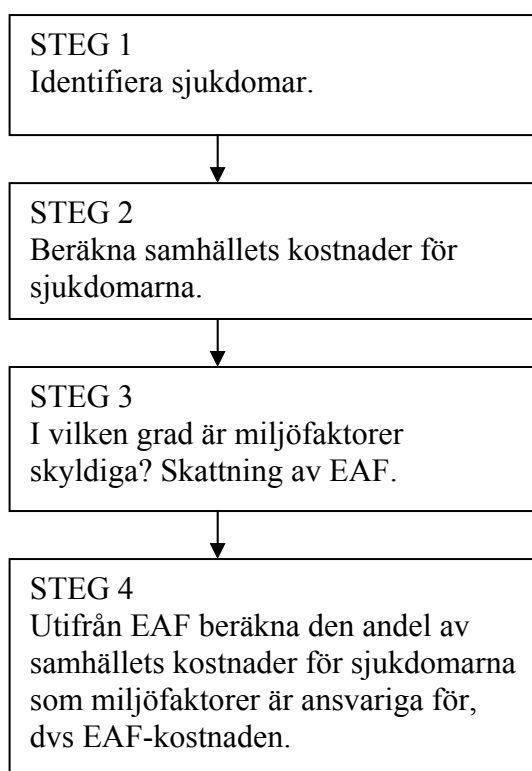
Ett sätt att uppskatta de samhällsekonomiska kostnaderna som miljöfaktorer ger upphov till i form av försämrad hälsa hos barn presenteras av Landrigan et al. (2002). De undersöker fyra olika kategorier av sjukdomar/tillstånd hos barn: blyrelaterade effekter, astma, cancer samt neuropsykiatriska funktionshinder. De neuropsykiatriska funktionshindren är inte sjukdomar utan funktionshinder men för enkelhets skull får de gå under samma benämning som sjukdomarna fortsättningsvis.² För att skatta den andel av respektive sjukdom som orsakas av miljöfaktorer så tillämpar artikelförfattarna en EAF-ansats. För blyrelaterade effekter, astma och cancer skattas EAF med hjälp av paneldiskussioner enligt den s.k. Delfi-tekniken (se vidare nedan), medan EAF för neuropsykiatriska funktionshinder beräknas utifrån data från den amerikanska vetenskapsakademien. Författarnas definition av miljöfaktorer är mycket bred: "*Environmental pollutants are defined in this analysis as chemical substances of human origin in environmental media – air, food, water, soil, the home and the community.*" (Landrigan et al., 2002, s. 722).

Som nämnades i avsnitt 3 går EAF-ansatsen i korthet ut på att för det första konstatera vilka sjukdomar som kan ha med miljöfaktorer (bl. a. miljögifter) att göra. För det andra måste kostnaderna till följd av dessa sjukdomar beräknas. För det tredje sker en kvalificerad bedömning av i vilken grad miljöfaktorer är skyldiga till sjukdomarna i fråga och detta steg innebär alltså själva beräkningen av EAF (i procent). Det fjärde steget är att utifrån EAF beräkna miljöfaktorernas andel av de samhällsekonomiska kostnaderna. Denna andel kallas för *EAF-kostnaden* i fortsättningen. Förfarandet kan sammanfattas enligt schemat i figur 2.

² I gruppen neuropsykiatriska funktionshinder ingår bl.a. ADHD, autism, minskad IQ och mental retardation.

Det mest uppenbara problemet som måste lösas är hur EAF ska kunna skattas, dvs målet för Landrigan et al. (2002) är att skatta den andel fall hos barn i USA av blyrelaterade effekter, astma och cancer som kan härledas till förekomsten av miljöfaktorer. De använder sig av Delfi-tekniken som i detta fall innebär att 3-4 välmeriterade experter valdes ut för respektive sjukdom. Dessa fick sedan tillgång till identisk information och ombads att gå igenom litteraturen och individuellt ge en första punktskattning på EAF samt ett osäkerhetsintervall. Nästa steg i Delfi-processen var att respektive expertgrupp samlades under en dag för att diskutera punktskattningarna. Mötet avslutades med att varje expert återigen fick ge en slutlig punktskattning samt ett osäkerhetsintervall. Analysen utgick från det aritmetiska medelvärde av de slutliga punktskattningarna.

I vår studie av miljögifter i Stockholms stad formulerar vi ett scenario med ”miljögifts-EAF” som baseras på de EAF-skattningar som Landrigan et al. (2002) kom fram till. Det viktiga att komma ihåg är att de hade en mycket bred definition av miljöfaktorer och att miljögifter endast utgör en delmängd av dessa. Exakt vilka justeringar av EAF som borde göras för att ta hänsyn till detta faktum är svårt att veta men vi formulerar ett scenario som ett första steg i att attackera problemet. Vårt angreppssätt kan också utgöra en grund för fortsatta diskussioner i projektet.



Figur 2. EAF-ansatsen. Källa: Landrigan et al. (2002).

Tabell 1 sammanfattar de EAF-skattningar som Landrigan et al. (2002) kom fram till. Med dessa skattningar som utgångspunkt samt svenska kostnadsdata för de olika sjukdomarna (där så finns) beräknar vi så småningom EAF-kostnader för Stockholm.

Tabell 1. EAF-skattningar (%) för olika sjukdomar/tillstånd. Källa: Landrigan et al. (2002)	
Blyrelaterade effekter	100
Astma	10-35
Cancer	2-10
Neuropsykiatriska funktionshinder	5-20

Den totala årliga EAF-kostnaden i USA för dessa sjukdomar hos barn uppskattas till ca 420 miljarder kr (1 USD=7,64 SEK) och fördelas på de olika sjukdomarna enligt tabell 2. Det poängteras att skattningarna sannolikt utgör en nedre gräns för de totala samhällsekonomiska kostnaderna till följd av sjukdomar med koppling till miljöfaktorer. Anledningen till denna slutsats är att endast fyra sjukdomar inkluderas samt att konservativa antaganden görs genomgående i hela studien. Dessutom ignoreras kostnader för smärta och lidande samt kostnader för sena komplikationer som kan uppstå i samband med sjukdomarna. Ofta anses humankapitalmetoden, som detta är ett exempel på, ge en nedre gräns för det verkliga ekonomiska värdet av hälsoförändringar (se avsnitt 2.3 om miljövärderingsmetoder).

Tabell 2. Totala EAF-kostnader (1997 års prisnivå uttryckt i miljarder kr) för barn i USA. Källa: Landrigan et al. (2002).	
Blyrelaterade effekter	331,6
Astma	15,3
Cancer	2,3
Neuropsykiatriska funktionshinder	70,3
<i>Summa:</i>	<i>419,5</i>

En nyligen publicerad studie av Davies (2006) utgår också från EAF-ansatsen. Hon baserar sina EAF-skattningar på Landrigan et al. (2002) och beräknar de samhällsekonomiska kostnaderna 2004 för sjukdomsfall orsakade av miljöfaktorer i delstaten Washington i nordvästra USA. Även Davies (2006) utgår alltså (med vissa tillägg) från sjukdomsfall hos barn för samma sjukdomar som Landrigan et al. (2002) analyserade. De tillägg som Davies gör rör EAF för följande sjukdomar: cancer hos vuxna (2-10%), astma hos vuxna (10-35%) och medfödda fel (2,5-5%). Tabell 3 presenterar punktskattningar av EAF-kostnaden per capita för delstaten Washington som 2004 hade en befolkningsmängd på 6 167 800 personer (State of Washington, 2006). I beräkningarna utgår vi från den genomsnittliga valutakursen 2004 som var 1 USD=7,35 SEK.

Tabell 3. EAF-kostnader (2004 års prisnivå uttryckt i kr) per capita i delstaten Washington. Källa: Davies (2006).	
Blyrelaterade effekter	1 762
Barnastma	19-68
Barncancer	8-37
Neuropsykiatriska funktionshinder	135-540
Medfödda fel	5-13

För att sammanfatta resultaten så här långt och göra kopplingen till Stockholms stad är det nödvändigt att göra en sondering av vilka svenska data som finns gällande de samhällsekonomiska kostnaderna för sjukdomarna. För cancer och astma har vi funnit svenska kostnadsskattningar (Cancerfonden, 2006 och Jansson, 2006) som dock inte är uppdelade på barn och vuxna och vi gör då samma antaganden som Davies (2006), dvs vi utgår från att EAF för dessa sjukdomar är 2-10% (cancer) och 10-35% (astma) för såväl vuxna som barn. Vidare baseras kostnaderna för neuropsykiatriska funktionshinder och medfödda fel på de per capita kostnader som Davies (2006) tagit fram för delstaten Washington eftersom vi inte har funnit motsvarande svenska uppgifter. Vad gäller de blyrelaterade effekterna hos barn så utgick Landrigan et al. (2002) och Davies (2006) i sina analyser från en EAF på 100 % när det gäller hälsoeffekter av bly. Här finns med andra ord ett fall där hälsoeffekter helt och hållet kan härledas till förekomsten av ett miljögift i form av tungmetallen bly. Därför behandlar vi detta fall som ett exempel på en *bottom-up*-analys, se avsnitt 5.2.

Tabell 4. Totala sjukdomskostnader, EAF-kostnader och miljögifts-EAF-kostnader per år för Stockholms stad (2004 års priser uttryckt i Mkr).				Kr/capita
<i>Sjukdom</i>	<i>Total sjukdomskostnad</i>	<i>Total EAF-kostnad</i>	<i>Miljögifts-EAF-kostnad</i>	<i>Miljögifts-EAF-kostnad</i>
Astma hos barn och vuxna	628	63-220	6,3-22	8,3-28,9
Cancer hos barn och vuxna	3 404	68-340	6,8-34	8,9-44,6
Neuropsykiatriska funktionshinder	2 058	103-411	10,3-41,1	13,5-54
Medfödda fel	175	4-10	0,4-1	0,5-1,3
<i>Summa:</i>	<i>6 265</i>	<i>238-981</i>	<i>23,8-98,1</i>	<i>31,2-128,8</i>

Tabell 4 sammanfattar resultaten för Stockholms stad. Antalet invånare i Stockholms stad 31 december 2003 var 761 721 vilket gör att den totala EAF-kostnaden för neuropsykiatriska funktionshinder för Stockholms del blir 103-411 Mkr per år om vi helt och hållet utgår från Davies (2006) EAF-beräkningar (se tabell 3) för dessa funktionshinder. Vi räknar även ”baklänges” för att försöka uppskatta totalkostnaden för neuropsykiatriska funktionshinder i Stockholms stad. Den totala sjukdomskostnaden blir enligt detta sätt att räkna 2 058 Mkr per år.³ Det bör dock

³ Medelvärde av intervallet 2 055-2 060 miljoner kr.

noga poängteras att denna totalkostnad helt och hållet bygger på amerikanska data och inte svenska kostnadsuppskattningar.

När det gäller medfödda fel inkluderar Davies (2006) 18 sådana i sin analys, bl.a. cerebral pares, Downs syndrom och diafragmabråck. Utifrån hennes skattningar av totala EAF-kostnader gör vi våra beräkningar för Stockholms stad, alltså exakt samma tillvägagångssätt som för de neuropsykiatriska funktionshindren. Den totala EAF-kostnaden för medfödda fel i Stockholms stad blir då 4-10 MKr per år och den totala sjukdomskostnaden 175 Mkr per år.⁴ Även för fallet medfödda fel måste understrykas att de data som används inte är baserade på svenska förhållanden.

I en nyligen publicerad svensk doktorsavhandling (Jansson, 2006) framgår att den totala årliga samhällsekonomiska kostnaden för astma hos svenskar i åldrarna 25-56 år är 3,7 miljarder kr. I avhandlingen delas kostnaderna upp som direkta och indirekta skadekostnader. Till de direkta kostnaderna hör läkemedel, öppenvård och sjukhusvister. De indirekta kostnaderna innefattar förlorad produktivitet, sjukfrånvaro samt förtidspensioner. Av den totala kostnaden 3,7 miljarder kr utgör de direkta kostnaderna och de indirekta kostnaderna 1,1 respektive 2,6 miljarder kr. Jansson (2006) resonerar att den totala kostnaden för Sverige som helhet bör vara ungefär dubbelt så hög eftersom studien endast tar hänsyn till personer inom ett mycket begränsat åldersintervall. Vi gör samma antagande vilket innebär att vi baserar våra beräkningar på totalkostnaden 7,4 miljarder kr per år för hela landet. 31 december 2003 var antalet invånare i Sverige 8 975 670 vilket innebär att kostnaden för astma per capita blir 824 kr. Om vi generaliserar resultatet till Stockholms stad blir den totala sjukdomskostnaden 628 Mkr och den totala EAF-kostnaden 63-220 Mkr.

Den samhällsekonomiska kostnaden för cancer i Sverige var 2004 33 miljarder kr (Cancerfonden, 2006). Av dessa utgjordes 16 660 Mkr av direkta kostnader, dvs vård, läkemedel och sekundärprevention. De indirekta kostnaderna var ungefär lika stor (16 550 Mkr) och innefattade mortalitet, sjukfrånvaro samt förtidspensioner. Cancerfonden har beräknat att Stockholms läns landsting och Region Skåne står för drygt 40 % av den samlade cancersjukvårdskostnaden i Sverige. För Stockholms läns landsting är andelen 25 %. Vi antar att denna andel även är giltig för läkemedel, sekundärprevention samt indirekta kostnader för mortalitet, sjukfrånvaro samt förtidspensioner. Då är den totala kostnaden för Stockholms län 8,3 miljarder kr ($33\,000\,000\,000 \cdot 0,252$). Invånarantalet i Stockholms län 31 december 2003 var 1 860 872, vilket gör att per capita kostnaden för cancer i länet var 4 469 kr. Omräknat för Stockholms stad blir den totala sjukdomskostnaden 3,4 miljarder kr och den totala EAF-kostnaden 68-340 Mkr.

Det sista steget i analysen är att göra något antagande om hur stor andel av de totala EAF-kostnaderna som kan härledas till miljögifter, dvs den delmängd som vi intresserar oss för inom projektet *Nya gifter – Nya verktyg*. Vi utgår från en skattning av miljögifts-EAF som gäller i vilken mån ”agro-industriella föroreningar” bidrar till antalet funktionsjusterade levnadsår (DALYs (*disability adjusted life years*, se box 1). Agro-industriella föroreningar definierades som akut och kronisk exponering av bekämpningsmedel och diffusa utsläpp av föroreningar från industrier.⁵ För etablerade

⁴ Medelvärde av intervallet 152-198 miljoner kr.

⁵ “Acute and chronic exposure to pesticides and nonpoint-source industrial contaminants in the environment” (Lvovsky, 2001, s. 38).

marknadsekonomier såsom Sverige anger Lvovsky (2001) en EAF för denna typ av föroreningar på 0,6-2,5 %, vilket är en skattning som går tillbaka till Murray och Lopez (1996). I mycket stora drag är intervallet 0,6-2,5 % ungefär en tiondel av de EAF-värden som användes av Landrigan et al. (2002) och Davies (2006). Därför justerar vi de totala EAF-kostnaderna i tabell 4 för Stockholms stad till en tiondel för att ge en möjlig illustration av samhällets kostnad för de sjukdomsfall som *miljögifter* bär skulden för i Stockholm, dvs *miljögifts-EAF-kostnaden*. Den här kostnaden summerar till 24-98 Mkr/år, vilket motsvarar 31-129 kr per capita och år, se tabell 4.

Box 1. Vad är DALYs?

DALY (*disability-adjusted life years*, funktionsjusterade levnadsår) är ett av de mått som används bland annat av Världsbanken och Världshälsoorganisationen för att jämföra olika hälsotillstånd. Ett DALY kan tolkas som ett förlorat levnadsår med god hälsa och på så sätt den börda som en sjukdom medför som ett mått på gapet mellan rådande hälsosituation och en idealsituation där alla människor lever och uppnår hög ålder utan att drabbas av sjukdom och funktionshinder. DALY för en sjukdom eller hälsotillstånd beräknas som:

$$\text{DALY} = \text{YLL} + \text{YLD}$$

där YLL är lika med antalet förlorade levnadsår till följd av för tidig död i en viss population, och YLD är antalet förlorade år till följd av funktionshinder som ett resultat av sjukdomsfall.

YLL och YLD beräknas närmare bestämt på följande vis:

$$\text{YLL} = N \cdot L$$

där N är lika med antalet dödsfall och L är den förväntade återstående livslängden räknat i år vid tidpunkten för dödsfallet.

$$\text{YLD} = I \cdot DW \cdot L$$

där I är antalet sjukdomsfall, DW är en vikt för vilken funktionsjustering/livskvalitet som enligt expertbedömningar gäller för ett visst hälsotillstånd ($0 \leq DW \leq 1$, där 0 motsvarar perfekt hälsa och 1 motsvarar död) och L är sjukdomens genomsnittliga varaktighet räknat i år tills tillfrisknande eller död inträffar.

Samma DW används för alla individer som lever ett år med ett visst hälsotillstånd. Däremot viktas olika gamla individer genom att använda en icke-konstant vikt för olika åldrar och en diskonteringsränta på 3 procent. Det här medför att skolbarn, ungdomar och unga vuxna väger tyngre än småbarn och äldre vuxna.

Det totala antalet DALYs i Sverige har beräknats till 977 000 för 2002.

Källa: WHO (2004).

4.2 Analys baserad på Pearce och Koundouri (2003, 2004)

En annan EAF-ansats för att säga någonting om de samhällsekonomiska konsekvenserna av miljögifter i Storbritannien och EU användes av Pearce och Koundouri (2003, 2004). De utgick från Världshälsoorganisationens beräkningar av DALYs samt ovanstående miljögifts-EAF-skattning av Lvovsky (2001).

Vi tillämpar samma kalkylsteg som Pearce och Koundori (2003) på fallet Stockholms stad och konstaterar att antalet DALYs i Sverige var 977 000 st år 2002 (WHO 2004). Med ett antagande att dessa fördelar sig proportionellt över den svenska folkmängden

blir antalet DALYs i Stockholms stad lika $977\,000 \cdot 0,085 = 83\,000$ st, varav 500-2000 st kan härledas till agro-industriella föroreningar om samma EAF som ovan används. De totala svenska hälsoutgifterna per capita uppgick 2004 till ungefär USD 3000 (WHO 2006), dvs ca 22 000 kr per capita. Om proportionalitet återigen antas innebär detta hälsoutgifter under 2004 som för Stockholms stad uppgick till $22\,000 \cdot 761\,721 = 16\,758$ Mkr, eller ca 200 000 kr per DALY. Detta innebär att för Stockholms stads del kan agro-industriella föroreningar beräknas åstadkomma hälsoutgifter som för 2004 uppgick till ca 100-400 Mkr.

Det här är en mycket grov kalkyl som inte tar hänsyn till vilka typer av sjukdomar som just agro-industriella föroreningar kan förmodas åstadkomma. Återigen ska även betonas att utifrån ekonomisk teori finns det skäl att betrakta hälsoutgifter som en underskattning av de samhällsekonomiska kostnaderna av ohälsa, jfr diskussionen av humankapitalmetoden i avsnitt 2.3. Det vore mer korrekt att utgå från människors preferenser med avseende på hälsa och därmed från deras betalningsvilja för att undvika (risken för) ohälsa.

4.3 Sammanfattning

Tabell 5 sammanfattar resultaten av analyserna i avsnitt 4. Någon större tilltro bör inte sättas till skattningen i Långtidsutredningen 1999/2000, eftersom denna var uppenbart grov. Den inkluderas dock i tabellen för jämförelsens skull. De andra skattningarna vilar på en tydligare grund, och är därför mer trovärdiga som skattningar av ungefär vilka samhällsekonomiska kostnader miljögifter kan tänkas medföra i fallet Stockholm, givet användandet av en *top-down*-ansats.

Skattningarna är dock osäkra av många skäl, exempelvis på grund av svårigheten med att skatta en miljögifts-EAF och faktumet att det finns skäl att tro att humankapitalmetoden leder till underskattningar. Det kan heller inte uteslutas att miljögifter kan ge upphov även till andra effekter än de hälsoeffekter som studerades, och dessutom kan miljögifter tänkas orsaka effekter som idag är okända. I vilken mån ovanstående skattningar på EAF och miljögifts-EAF lyckas täcka in sådana osäkerheter är en öppen fråga.

Det bör även observeras att det är svårt att direkt jämföra skattningen som är baserad på Landrigan et al. (2002) och Davies (2006) med skattningen som grundar sig på Pearce och Koundouri (2003) på grund av metodmässiga olikheter, exempelvis att Pearce och Koundouri (2003) utgick från DALY-skattningar, vilket Landrigan et al. (2002) och Davies (2006) inte gjorde.

Tabell 5. Sammanfattning av skattningarna av samhällsekonomiska kostnader till följd av miljögifter för fallet Stockholms stad.	
Utgångspunkt	Mkr/år
SOU 2000:7 (för alla typer av miljö- och hälsoeffekter)	250
Landrigan et al. (2002) och Davies (2006) (för fyra specifika typer av hälsoeffekter)	24-98
Pearce och Koundouri (2003) (för alla typer av hälsoeffekter)	100-400

5 En *bottom up*-analys

Genom litteraturstudier och diskussioner med nyckelpersoner inom projektet har PCB identifierats som ett fall att analysera utifrån en *bottom-up*-ansats, se vidare avsnitt 5.1. Vi belyser även fallet bly (avsnitt 5.2), eftersom blyrelaterade effekter ingick i EAF-studierna i avsnitt 4 med en EAF som skattades till 100%. Problematiken kring användning av slam inom jordbruket bedömdes också som viktigt att belysa ekonomiskt (avsnitt 5.3).

För PCB finns färsk uppskattningar gällande serumhalter hos svenska gravida och ammande kvinnor (Livsmedelsverket, 2006). Vi har med hjälp av dessa skattningar och andra forskningsresultat uppskattat de samhällsekonomiska kostnaderna för ohälsoeffekter på grund av PCB i form av minskade IQ-nivåer. Beräkningarna fokuserar på effekten av nedsatt IQ på den förväntade livsinkomsten. DHI (2005) har gjort beräkningar som rör sambandet mellan PCB och cancer men vi reflekterar endast kortfattat över dessa resultat och gör några hastiga kopplingar till Stockholm. PCB antas också leda till försämrat immunförsvar men för dessa ohälsoeffekter har vi inte gjort några samhällsekonomiska beräkningar.

Vad gäller slam från reningsverk har slamproblematiken i sin helhet studerats, närmare bestämt vilka samhällsekonomiska vinster som eventuellt skulle kunna göras genom att använda slam från Stockholms avloppsreningsverk i stor skala som gödningsmedel inom jordbruket.

5.1 PCB

5.1.1 Ohälsoeffekter av PCB i form av cancer och nedsatt IQ

DHI (2005) har kommit fram till att förekomsten av PCB i fisk som föda leder till mellan 194 och 583 cancerfall per år i EU-25, och utifrån detta beräknas en totalkostnad till följd av dessa cancerfall på 78-583 miljoner euro per år för EU-25. Om vi gör ett mycket grovt antagande att kostnaden fördelar sig jämnt mellan de 25 länderna i EU så skulle det för svensk del innebära en kostnad på 3-23 miljoner euro eller 27-207 miljoner kr per år⁶. Ungefär 9 % av Sveriges befolkning bor i Stockholms stad. Om kostnaden fördelar sig proportionerligt över landet innebär det en totalkostnad för Stockholm på 2-19 miljoner kr per år för PCB-orsakad cancer.

En nordamerikansk studie av Jacobson & Jacobson (1996) diskuterar vilka effekter PCB-exponering har på IQ-nivån hos barn. Effekterna av exponering av PCB under fostertiden studerades hos ett urval på 212 nyfödda barn i västra Michigan under perioden 1980-81. 8 482 barnafödande kvinnor på fyra sjukhus i västra Michigan intervjuades angående deras konsumtion av PCB-förorenad fisk från Lake Michigan. När barnen var 11 år gamla testades deras IQ-nivåer m.m. Resultatet visade att exponering för PCB under fostertiden kunde förknippas med lägre IQ även vid en kontroll för socioekonomisk status. I genomsnitt hade de hårdast exponerade barnen

⁶ 1 Euro = 9kr

6,2 punkter lägre IQ än andra barn. Dessa barn hade utsatts för minst 1,25 µg PCB per gram fett i modersmjölk, 4,7 ng per milliliter i navelsträngblod eller hade mödrar vars serumhalt var åtminstone 9,7 ng per milliliter. Barnen uppvisade även sämre språkförståelse och koncentrationssvårigheter.

Resultatet visade att den genomsnittliga halten PCB i mödrarnas kroppar var liknande eller just över halten hos den genomsnittliga befolkningen i USA. De barn som ammadess under längre perioder ackumulerade betydande mängder av ämnet och vid fyra års ålder hade flera av barnen ungefär lika stora koncentrationer som sina mödrar. Vid 11 års ålder hade dock halterna sjunkit rejält vilket indikerar att det var liten ytterligare exponering efter barnens avvänjning från bröstmjölk.

5.1.2 Effekter av nedsatt IQ-nivå på barns förväntade livsinkomst

Salkever (1995) skattade vilken effekt IQ-nivån har på livsinkomsten. Den här effekten beräknades som summan av *direkta* och *indirekta* effekter. De direkta effekterna utgörs av IQ-nivåns påverkan på sysselsättning och inkomster för anställda då antalet år i utbildning hålls konstant. De indirekta effekterna erhålls genom att i analysen även inkludera antalet år i skolorbänken och den påverkan detta har på sannolikheten att få arbete samt förväntad lönenivå. Resultatet visar att en förlust av 1 IQ-enhet i genomsnitt leder till 2,39 % lägre livsinkomst. För män är motsvarande förlust 1,93 % och för kvinnor 3,22 %. I analysen av PCB i Stockholm utgår vi från Salkevers (1995) beräkningar men justeringar måste göras för att anpassa metoden efter stockholmsspecifika förhållanden.

5.1.3 Halter av PCB hos svenska gravida och ammande kvinnor

För att möjliggöra en liknande analys som Jacobson & Jacobson (1996) och Salkever (1995) för Stockholms del krävs vissa kompletteringar av data. De bakomliggande resonemangen för analysen är desamma men följande frågor måste ställas:

- i) Liknar PCB-halterna i Stockholm de nordamerikanska förhållandena?
- ii) Kan effekten av PCB-exponering på IQ-nivå antas vara lika i USA och i Stockholm?
- iii) Kan effekten på livsinkomsten av minskad IQ-nivå antas vara lika i USA och i Stockholm?

Vi gör förenklingen att besvara fråga ii) och iii) jakande utan att göra någon detaljerad analys. Särskilt vad gäller effekten på livsinkomsten av minskad IQ-nivå är det visserligen inte omöjligt att denna effekt skiljer sig åt mellan USA och Sverige, men att analysera denna fråga har inte rymts i vårt arbete. Fråga i) studerar vi dock närmare.

Svenska Livsmedelsverket har i en studie från 2006 analyserat serumhalterna av PCB hos gravida och ammande förstföderskor. Halterna av PCB:er och klorerade bekämpningsmedel undersöktes i blodserum under den sena graviditeten bland 323 förstföderskor från Uppsala län 1996-99. Anledningen till att inte omföderskor inkluderades i analysen är att en stor del av de miljögifter som ackumuleras i

kvinnornas kroppar går över till första barnet bl.a. vid amning och att halterna därefter sjunker hos kvinnorna.

I studien analyserade sambandet mellan serumhalter och olika livsstilsfaktorer såsom kvinnornas kostvanor. Detta gjordes för att kunna dra slutsatser om vilka faktorer som påverkar halterna av de undersökta ämnena under graviditeten. Resultatet visade att de kvinnor som uppgav att de hade ätit mycket fet fisk såsom strömming och östersjölax året de blev gravida hade något högre kroppsbelastning av bl.a. PCB än de som uppgav att de ätit mycket litet av sådan fisk. Sambandet blev ännu tydligare när kostvanorna från tonåren analyserades. Överlag sjönk serumhalterna av PCB under provtagningsperioden 1996-99.

Livsmedelsverket (2006) konstaterar i sin analys att det är svårt att bedöma om de nivåer av organiska miljögifter som uppmätts bland Uppsalakvinnorna under graviditeten har inneburit en hälsorisk för barnen efter födseln. Det finns idag inga fastslagna internationella risknivåer för PCB:er i serum hos gravida. Livsmedelsverket hänvisar till nordamerikanska, tyska och nederländska forskningsinsatser där man har försökt att definiera riktvärden för PCB-nivåer som har ett samband med utvecklingseffekter hos barn. Det bakomliggande antagandet är alltså att det finns ett orsakssamband mellan PCB-exponering under fosterstadiet och de studerade hälsoeffekterna. Livsmedelsverket menar dock att även om man har kunnat finna statistiska samband mellan PCB-exponering under fosterstadiet och vissa effekter på centrala nervsystemet hos barn så är det fortfarande förknippat med osäkerhet huruvida sambanden är kausala. Det finns nämligen en risk att andra ämnen korrelerar med PCB-halterna i kroppen. Dessutom har ofta varierande analysmetoder tillämpats för att mäta PCB och testa barnen utveckling. Vi utgår i vår analys från att dessa samband verkligen är kausala.

Ett förslag på riktvärde gavs av Tilson et al. (1990). Förslaget innebär i korthet att 1 µg PCB/g fett är den högsta PCB-nivån i bröstmjölksom *inte* orsakar effekter på centrala nervsystemet hos barn. Livsmedelsverket (2006) konstaterar att det tycks finnas en stark korrelation mellan PCB-nivåer i bröstmjölksom halter i serum under sen graviditet bland de undersökta kvinnorna i Uppsala. Detta skulle då med samma resonemang som Tilson et al. (1990) innebära att 1 µg PCB/g fett i serum kan användas som ett riktvärde för den högsta nivå som inte orsakar effekter på centrala nervsystemet bland barnen till Uppsalakvinnorna. En analys av proverna från de nordamerikanska studierna (samma data som Jacobson & Jacobson (1996) använde för sin analys) visade att 1 µg PCB/g fett motsvaras av ungefär 200 ng CB 153/g fett.⁷ Om de uppmätta halterna av CB 153 bland Uppsalakvinnorna jämförs med riktvärdet 200 ng CB 153/g fett kan konstateras att samtliga kvinnor i den svenska studien hade halter av CB 153 som understeg riktvärdet i de amerikanska studierna.

En annan studie av Jacobson et al. (2002) uppskattar så kallade ”benchmarkdoser” eller tröskelvärden för effekter på barns intellektuella utveckling efter exponering under fosterstadiet. Forskarna beräknade den PCB-nivån i blodet hos gravida som motsvarade en fördubbling av risken (från 5 % till 10 %) att prestera sämre i de psykologiska testerna jämfört med det resultat som låg mer än en standardavvikelse under medelresultatet. Gränsen för detta gick vid 0,58 µg PCB/g fett vilket i sin tur

⁷ CB 153 är en av tio studerade PCB-föreningar i Uppsalastudien och är också den PCB kongen som förekommer i högst halter i livsmedel.

motsvaras av ungefär 120 ng CB 153/g fett. Enligt Livsmedelsverket (2006) låg 23 (ca 7 %) av uppsalakvinnorna över denna halt av CB 153 under den sena delen av graviditeten medan motsvarande andel för de nordamerikanska kvinnorna var 74 % (Jacobson et al., 2002).

Sammanfattningsvis konstaterar Livsmedelsverket (2006) att medianhalterna av PCB hos de svenska förstföderskorna låg något lägre än de genomsnittliga nivåer som uppmätts hos gravida nordamerikanska kvinnor där negativa effekter på barns utveckling och immunförsvar har antytts. Spridningen i halter var dock betydande vilket innebär att vissa kvinnor hade halter som sammanföll med halterna hos riskpopulationer. I analysen av Stockholm kommer vi att utgå från PCB-halterna hos uppsalakvinnorna och beräkna minskningen av IQ utifrån dessa.

5.1.4 Den förväntade livsinkomsten bland stockholmarna

En annan viktig pusselbit för att kunna göra beräkningarna för fallet Stockholm är att uppskatta livsinkomstens storlek för stockholmarna. Denna typ av information är inte lättillgänglig genom en sökning i den officiella statistiken. Istället har vi använt oss av en simuleringsmodell som bygger på data från SCB:s HINK-undersökning (inkomstfördelningsundersökning). *Sesim* (Swedish simulation model)⁸ är en longitudinell mikrosimuleringsmodell som har utvecklats av Finansdepartementet med syftet att möjliggöra långsiktiga prognoser och analyser av offentliga transfereringar och subventioner med olika antaganden om demografi, ekonomi och regelsystem. Med mikrosimulering avses att analysenheterna är individer i detta fall. Ett stickprov på 30 000 individer har använts i *Sesim*, för vilka det finns information om ålder, kön, utbildning, inkomst m.m. Med hjälp av stickprov från SCB är modellkonstruktörernas ambition att så realistiskt som möjligt avspegla individernas inkomster över livet med hjälp av ekonometriska metoder (ESO, 2000).

Varje år dör ett antal individer i modellen. För dessa kan då ett livsbokslut göras som visar hur mycket inkomst individen fick, hur mycket bidrag som erhöles och hur mycket skatt som betalades. Detta tillsammans ger ett nettovärde, *livsinkomsten*. I modellen dör 300 personer varje år och lika många livsinkomster kan alltså beräknas.

Enligt ESO (2000) kan individens totala inkomst sammanfattas som summan av:

- Anställningsrelaterade inkomster
 - Lön
 - Sjukförsäkring
 - Föräldraförsäkring
 - Arbetsmarknadsförsäkring
- Pensioner
 - Allmän förtidspension
 - Allmän ålderspension
- Kapitalinkomster
- Studielån
- Studiebidrag

⁸ Se www.sesim.org för dokumentation och demoversion.

Reducerad med...

- Inkomstskatt
- Kapitalskatt
- Amortering på studielån
- Ränta på studielån

Livsinkomsten bildas när dessa delkomponenter slås ihop över tiden. ESO (2000) konstaterar att vid 65 års ålder har männen ackumulerat drygt 6 *miljoner kr* och kvinnorna ca 5 *miljoner kr*. Vid beräkningen av livsinkomsten ingår endast de individer som uppnått en ålder av 60 år för att inte de barn och ungdomar som dör tidigt och inte har hunnit få någon livsinkomst ska få påverka beräkningarna. I våra beräkningar av de ekonomiska effekterna av PCB i Stockholm utgår vi ifrån att dessa grova uppskattningar av livsinkomsten med vissa mindre justeringar är giltiga även för stockholmare.

Justeringarna som behöver göras avser i) medellivslängd samt ii) disponibel inkomst i Stockholm. Medellivslängden i Sverige som helhet är 82,4 år för kvinnor och 78,0 år för män (2001-2005) enligt SCB (2007a). I Stockholm är motsvarande livslängd 82,4 år för kvinnor och 77,5 år för män. Vi utgår från medelvärdena för Stockholm och räknar på den ackumulerade livsinkomsten vid dessa åldrar.

Vad gäller storleken på den genomsnittliga svenska livsinkomsten gör vi en justering av siffrorna som baseras på den disponibla inkomsten per capita i Stockholms län som 2004 var 166 000 kr. Genomsnittet för riket var samma år 144 000 kr vilket gör att stockholmarnas disponibla inkomst var i genomsnitt 15 % högre än riksgenomsnittet (SCB, 2007b). Enligt SCB (2007c) är disponibel inkomst lika med summan av alla skattepliktiga och skattefria inkomster minus skatt och övriga negativa transfereringar. Om det kan antas att förhållandet mellan stockholmarnas och svenskarnas disponibla inkomst även är giltigt för förhållandet mellan storleken på de båda gruppernas livsinkomst kan den genomsnittliga livsinkomsten för riket räknas upp med 15 % för att ge en mer rättvisande bild av läget i Stockholm. Om vi utgår från den genomsnittliga disponibla inkomsten för män och kvinnor kan alltså männens och kvinnornas ackumulerade livsinkomst vid åldern 77,5 respektive 82,4 år uppskattas. Män i Stockholm har vid åldern 77,5 år således ackumulerat en sammanlagd inkomst på ca 8,3 *miljoner kr* (7 200 000·1,15). För stockholmsskvinnorna är motsvarande justerade livsinkomst vid 82,4 års ålder ca 6,4 *miljoner kr* (5 600 000·1,15).

5.1.5 Sammanfattande resultat PCB

Vid ett linjärt samband mellan PCB-halt hos mödrar och IQ-nivå hos deras barn så innebär riktvärdet 0,58 µg PCB/g fett en minskning av 2,88 IQ-enheter. Av uppsalakvinnorna låg ungefär 7 % över denna PCB-halt under den sena graviditeten. Vi känner inte till hur spridningen i halter över 0,58 µg PCB/g fett såg ut hos de svenska kvinnorna men gör det försiktiga antagandet att samtliga 7 % hade en halt på 0,59 µg PCB/g, dvs just över riktvärdet. Effekten på IQ är då 2,93 minskade enheter. Vårt resonemang bygger på Jacobson & Jacobson (1996) som kom fram till att en serumhalt på 1,25 µg PCB/g fett innebär en minskning av IQ-nivån på 6,2 enheter. Vid

beräkningen av effekten på livsinkomsten utgår vi från Salkevers (1995) genomsnittliga skattning på 2,39 %.

Vi antar att andelen 7 % även är giltig för stockholmskvinnorna men också för männen. Vår hypotes är alltså att PCB-halterna inte skiljer sig åt mellan könen och därmed räknar vi på att 7 % av invånarna i Stockholms stad (totalt 761 721 den 31 december 2003) överstiger riktvärdet, dvs 53 320 personer. Kostnaden i termer av förlorad livsinkomst erhålls genom att multiplicera minskningen i IQ-nivå med effekten på livsinkomsten och den genomsnittliga livsinkomstens storlek i Stockholm, dvs $2,93 \cdot 0,0239 \cdot 7\,350\,000 = 515\,000$ kr. Aggregeras denna skattning till 7 % av invånarna i Stockholms stad blir den totala minskade livsinkomsten pga PCB-exponering och minskade IQ-nivåer 27 miljarder kr, se tabell 7. Utslaget per capita i Stockholms stad blir den totala samhällsekonomiska kostnaden 35 000 kr. Ytterligare ett sätt att presentera resultatet är att dividera de totala beloppen med den genomsnittliga förväntade livslängden som i Stockholm är ca 80 år, se tabell 6.

Tabell 6. Total minskad livsinkomst och minskad livsinkomst per capita i Stockholm på grund av PCB och minskade IQ-nivåer. Källa: Jacobson & Jacobson (2002), Salkever (1995), Livsmedelsverket (2006).		
	<i>Mkr</i>	<i>Kr/capita</i>
Total minskad livsinkomst	27 000	35 000
Minskad livsinkomst utslaget per år	338	438

5.2 Bly

I detta avsnitt återvänder vi till resultat från EAF-studierna av Landrigan et al. (2002) och Davies (2003), vilka antog en EAF på 100% för blyrelaterade effekter, se avsnitt 4. När det gäller dessa effekter har medicinska studier konstaterat att det finns ett samband mellan intelligenskvot (IQ) och förekomst av bly i blod. Landrigan et al. (2002) utgick från resultat av Schwartz et al. (1985), som tyder på en förlust på 0,25 IQ-enheter per mikrogram Pb per dl blod för blyhalter hos 5-åringar som ligger kring 2,7 µg Pb/dl. Senare resultat indikerar dock att denna skattning av IQ-förlust är för låg; Canfield et al. (2003) konstaterade en förlust på 0,46 IQ-enheter per µg Pb/dl. De här skattningarna av förlorade IQ-enheter förutsätter att det inte finns några tröskeffekter vid vissa blyhalter. Landrigan et al. (2002) menar att ett sådant antagande är rimligt och hänvisar till resultat av Lanphear et al. (2000).

Eftersom även sambandet mellan IQ-nivå och livsinkomst är studerat är det möjligt att skatta en typ av ekonomiska konsekvenser till följd av förlorade IQ-enheter på grund av bly på liknande sätt som gjordes i avsnitt 5.1 för PCB. Som nämdes i avsnitt 5.1 kom Salkever (1995) fram till att en förlust på 1 IQ-enhet i genomsnitt leder till i genomsnitt 2,39 % lägre total livsinkomst. Davies (2006) utnyttjade sambanden ovan för att räkna ut hur mycket livsinkomsten för 5-åringar i delstaten Washington skulle öka om blyhalten i dessa barns blod skulle minska till noll. Den nuvarande blyhalten i 5-åringarnas blod antogs vara lika med det nationella genomsnittet i USA för perioden

1996-1999, nämligen 2,0 µg/dl. Detta är samma halt som är aktuell för barn i Sverige (Stockholms stad 2007a). Halterna har visserligen minskat kraftigt från nivåer kring 6 µg Pb/dl i slutet av 1970-talet i takt med utfasningen av blyad bensin, men sedan mitten av 1990-talet har blyhalten i barns blod endast sjunkit marginellt trots att mängden bly i bensin såld i Sverige nådde en nollnivå 1994 (Socialstyrelsen 2005). Vi utgår från den förväntade livsinkomsten i Stockholms stad och beräknar utifrån Salkevers (1995) resultat kostnaderna för blyrelaterade effekter i Stockholm.

Liksom Landrigan et al. (2002) baserar vi analysen på skattningen att det föreligger en förlust på 0,25 IQ-enheter per mikrogram Pb per dl blod för blyhalter som i Stockholm ligger på 2,0 µg/dl hos 5-åringar. Det skulle alltså innebära en förlust på 0,5 IQ-enheter per barn och den negativa effekten på livsinkomsten är 1,20 % om ett linjärt samband mellan IQ och livsinkomst antas (Salkever, 1995). I avsnitt 5.1.4 presenterades hur en grov uppskattning av en stockholmsspecifik livsinkomst har tagits fram. Vi utgår från dessa beräkningar för att få en uppfattning om den totala kostnaden för blyrelaterade effekter som per definition även är lika med den totala sjukdomskostnaden. I genomsnitt är den förväntade livsinkomsten för män och kvinnor i Stockholm ca 7,4 Mkr. Om denna delas upp på det genomsnittliga antal år som stockholmarna lever så blir livsinkomsten per år och capita ca 92 000 kr⁹. Det är dock viktigt att komma ihåg att inkomsterna varierar stort under en människas liv och är som lägst i början av livet, som högst mitt i livet för att sedan åter sjunka mot slutet av livet. Kostnaden per capita för de blyrelaterade effekterna i Stockholm blir då 1,20% av denna livsinkomst, dvs 1 104 kr per år.¹⁰ För att erhålla den totala sjukdomskostnaden för blyrelaterade effekter multipliceras den stockholmsjusterade skattningen med det totala antalet invånare i Stockholms stad som 31 december 2003 var 761 721. Resultatet blir 841 Mkr per år.

5.3 Slam från avloppsreningsverk

Stockholms avloppsreningsverk (Bromma och Henriksdal) producerar årligen ca 20 000 ton slam (mätt som torrsubstans, TS)¹¹, se tabell 7. Det här slammet är intressant ur växtnäringssynpunkt, och Stockholm Vatten AB:s ambition är att slammet ska hålla en så hög kvalitet att det långsiktigt kan användas som växtnäringssmedel på åkermark för livsmedelsproduktion (www.stockholmvatten.se, läst 2007-10-02). I dagsläget sker dock detta endast i liten utsträckning. 2003 användes 4 procent (849 ton) av slammet för jordbruksändamål (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2005). Slammet från båda avloppsreningsverken används annars i huvudsak för att återställa markområden i anslutning till Aitikgruvan i Norrbotten (Peter Hugmark, pers. komm.).

⁹ Livsinkomsten för män i Stockholm beräknar vi till 8,3 miljoner kr och för kvinnor 6,4 miljoner kr. Genomsnittet av dessa dividerat med den genomsnittliga livslängden som för män och kvinnor tillsammans är 79,95 år är ca 92 000 per år.

¹⁰ Denna skattning förefaller inte orimlig vid en jämförelse med motsvarande skattning av Davies (2006) för delstaten Washington i USA: 1 762 kr per capita (se tabell 3).

¹¹ Schablonmässigt motsvarar 0,25 ton slam TS ungefär 1 ton vått slam. Med hjälp av särskild behandling i form av t.ex. centrifugering av slammet kan TS-halten dock stiga till över 30 procent (Broström, 2007). För Bromma avloppsreningsverk rapporteras en TS-halt på 33 procent (Kärrman et al., 2007).

Tabell 7. Stockholms avloppsreningsverks slamproduktion. Källa: Länsstyrelsen i Stockholms län (2005).		
<i>Reningsverk</i>	<i>Storlek 2003 (belastning mätt i personekvivalenter, pe)</i>	<i>Producerad slammängd (2003, ton TS/år)</i>
Bromma	278 000	5 750
Henriksdal	641 000	13 100
Loudden ^a	29 000	739
Summa	948 000	19 589
^a Louddens avloppsreningsverk har sedan 2003 omvandlats till en pumpstation som transporterar avloppsvattnet till Henriksdal.		

Det finns dock inga juridiska hinder för att använda slam från Stockholms avloppsreningsverk för jordbruksändamål. Som tabell 8 visar understiger nämligen halterna av tungmetaller i slammet de gränsvärden för bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink som anges i gällande förordning (SFS 1998:944). Inte heller överskrids de gränsvärden som Naturvårdsverket (2002a) har föreslagit för silver och tenn. Anledningen till att slam ändå används i ringa utsträckning som växtnäring inom jordbruket ligger närmast i ett bristande förtroende hos livsmedelsindustrin och LRF, kombinerat med att det kan finnas billigare alternativ för avloppsreningsverken att bli av med slammet än att låta det gå till jordbruksändamål (Peter Hugmark, pers. komm.).

Tabell 8. Tungmetallhalter i slam från Henriksdals och Bromma avloppsreningsverk 2005, gränsvärden enligt SFS 1998:944 och föreslagna gränsvärden för silver och tenn enligt Naturvårdsverket (2002a) (mg/kg torrsbstans). Källa: Broström (2007).			
<i>Metall</i>	<i>Henriksdal</i>	<i>Bromma</i>	<i>Gränsvärde</i>
Bly	28	25	100
Koppar	380	350	600
Zink	560	520	800
Silver	8,6	4,6	15
Kadmium	1,1	0,9	2
Krom	23	22	100
Kvicksilver	1	0,8	2,5
Nickel	24	20	50
Tenn	23	20	35

När det gäller lantbrukets förtroende för slam träffades 1994 en slamöverenskommelse mellan LRF, Naturvårdsverket och dåvarande Vatten- och Avloppsverksförbundet (nuvarande Svenskt Vatten) om kartläggning och förbättring av slamkvaliteten i syfte att öka slammets användbarhet som gödselmedel inom jordbruket (Kärman et al.,

2007). LRF bröt dock överenskommelsen hösten 1999 som en reaktion på att bromerade flamskyddsmedel hade upptäckts i slam, och sedan dess har LRF rekommenderat sina medlemmar att inte använda slam som växtnäring (Broström 2007). Det finns också en mycket restriktiv hållning mot användande av slam bland flera svenska livsmedelsindustrier. Arla och Cerealia tillåter inte att slam används på mark som används för produktion av mjölk respektive säd (Kärrman et al., 2007).

Det här betyder inte att dödläget är totalt när det gäller användande av slam inom jordbruket. Slam används exempelvis för odling av exportgrödor, utsäde och energigrödor (Kärrman et al., 2007), och det pågår arbete som kan lägga grunden för en bredare användning av slam. Det kanske viktigaste exemplet på detta arbete är det så kallade ReVAQ-projektet (Ren växtnäring från avlopp, www.revaq.se). Projektets syfte är att kvalitetssäkra avloppsreningsverkens arbete så att de kan producera ett slam som är tillräckligt bra för att godtas för användning i jordbruket. ReVAQ har nio avloppsreningsverk anslutna, däribland Bromma avloppsreningsverk (ReVAQ, 2007). Detta innebär inte att automatiskt att slam från dessa verk kan användas på åkermark, men LRF och Livsmedelsindustrierna har rekommenderat sina medlemmar att acceptera slam från reningsverk som deltar i projektet (Kärrman et al., 2007). Vidare accepterar Lantmännen slam som gödselmedel om kraven enligt ReVAQ är uppfyllda (Peter Hugmark, pers. komm.).

Erfarenheterna av ReVAQ-projektet gör det alltså möjligt att konstatera att det även i praktiken finns en potential för att använda slam i större skala inom jordbruket. Vilka ekonomiska konsekvenser skulle detta få? Nedan undersöks denna fråga genom att översiktligt belysa både nyttsidan och kostnadssidan att använda slam från Stockholm i full skala inom jordbruket. Analysen begränsas i avsnitt 5.3.1 och 5.3.2 till nyttor och kostnader för Stockholm Vatten och jordbruket. Den avslutande jämförelsen av nytta och kostnader i avsnitt 5.3.3 diskuteras även utifrån ett bredare samhällsligt perspektiv. För att beskriva "full skala" utgår vi från 2003 års slammängder, dvs att 19 589 ton slam per år används inom jordbruket i stället för 849 ton, en ökning med 18 740 ton/år.

5.3.1 Nyttor

5.3.1.1 Nyttokomponent I: minskat behov av handelsgödsel

I princip skulle en ökad användning av slam inom jordbruket betyda att lantbrukarnas behov av att köpa handelsgödsel minskar. På så sätt är växtnäringen i slammet värdefull. Räknat som växtnäringsinnehåll i procent av vikt innehåller slammet från Bromma och Henriksdal i genomsnitt cirka 4 % N (totalkväve, för ammoniumkväve är motsvarande andel cirka 1 %) och 4 % P (totalfosfor) (Hans Augustinsson, pers. komm.; Broström, 2007). 18 740 ton slam innehåller således 750 ton N per år (varav cirka 190 ton ammoniumkväve) och 750 ton P per år. Det bör dock observeras att till skillnad från fosfor kan endast en del av kvävet i slammet utnyttjas av grödorna. Försiktigtvis antas därför att endast ammoniumkvävedelen av kvävet utnyttjas, och att denna del kommer grödorna till godo till 100 % (Hans Augustinsson, pers. komm.). För fosfor antas att 100 % av totalfosfor kommer grödorna till godo (DHI, 2005).

Ett sätt att beräkna det potentiella ekonomiska värdet av mängden kväve och fosfor i slammet ges av vad det skulle kosta att köpa motsvarande mängd växtnäring i form av handelsgödsel. Ett rent kvävegödselmedel som kalkammonsalpeter innehåller 28 % N, varav ammoniumkväve utgör ungefär hälften av totalkvävet (Hans Augustinsson, pers. komm.). Kalkammonsalpeter kostade 2006 2490 kr per ton, dvs $2490/0,14 = 17\,786$ kr per ton ammoniumkväve (SCB, 2007d). Motsvarande värde för fosfor kan fås från ett rent fosforgödselmedel som superfosfat. Det innehåller 20 % P och kostade 2006 2580 kr per ton, dvs $2580/0,20 = 12\,900$ kr per ton P (SCB, 2007d). Naturvårdsverket (2002b) anger värden som ungefär överensstämmer med dessa, nämligen 8000 kr per ton N (räknat som totalkväve) och 12 400 kr per ton P.

Det här indikerar att växtnäringen i slammet från Stockholms avloppsreningsverk kan sägas vara värt $190 \cdot 17786 + 750 \cdot 12900 = 13\,054\,340$ kr per år (2006 års priser), dvs ungefär 13,1 Mkr.

En annan skattning av lantbrukarnas minskade kostnader för handelsgödsel vid användande av slam kan hämtas från Naturvårdsverket (2002b), som undersökte kostnaden för olika system för återanvändning av näringsämnen i avloppsvatten. Jämfört med ett referensscenario där slam inte används inom jordbruket leder ett slamanvändningsscenario till att kostnaden för inköp av handelsgödsel minskar med 10 kr per pe och år. Dimensionen för Stockholms avloppsreningsverk är totalt 948 000 pe. Eftersom 4 % av det producerade slammet redan används inom jordbruket kan den potentiella besparingen beräknas som $948\,000 \cdot 0,96 \cdot 10 = 9\,100\,800$ kr/år (2002 års priser) eller 9,5 Mkr/år i 2006 års priser.

Slutsatsen blir att denna nyttokomponent uppgår till ungefär 9,5-13,1 Mkr per år.

5.3.1.2 Nyttokomponent 2: Kostnaderna för nuvarande användning av slammet försvinner

I nuläget transporteras det slam som inte används inom jordbruket till markområden vid Aitikgruvan vid Gällivare. För detta betalar Stockholm Vatten 260 kr per ton i våtvikt (Cajsa Wahlberg, pers. komm.), vilket kan antas återspegla de totala hanterings- och transportkostnaderna för slammet. Detta innebär en totalkostnad på ca $(18\,740/0,33) \cdot 260 = 14,8$ Mkr/år, som försvinner för Stockholm Vatten om slammet kan användas inom jordbruket istället.

Slam har dock andra möjliga användningsområden, exempelvis för deponitäckning eller jordtillverkning. Som en illustration beräknas vad kostnadsbesparingen skulle kunna bli om slammet användes för jordtillverkning istället för marktäckning vid Aitikgruvan. För att bli av med slam för jordtillverkning anger Kärman et al. (2007) en kostnad på 245 kr per ton våtvikt, vilket vi antar återspeglar en totalkostnad. I det här fallet skulle alltså kostnadsbesparingen bli ca $(18\,740/0,33) \cdot 245 = 13,9$ Mkr istället, dvs en hypotetisk kostnadsbesparing för Stockholm Vatten som är ungefär lika stor som i fallet marktäckning vid Aitikgruvan.

5.3.2 Kostnader för att producera slam som lantbrukare accepterar

Ovanstående nyttokomponenter måste vägas mot den kostnad som tillkommer för att producera ett slam som lantbrukare accepterar att använda. Som en skattning på denna kostnad används de kostnader som rapporterats till ReVAQ-projektet för framtagande av slam som sprids på åkermark och som uppfyller ReVAQ-projektets kriterier. Baserat på den andel av Brommaslammet som används inom jordbruket uppgick totalkostnaden år 2005 till 429 kr/ton våtvikt (Kärrman et al., 2007). Av tabell 9 framgår vilka delkostnader denna totalkostnad består av. Det är dock bara de kostnadsposter som *inte* är knutna till ReVAQ-projektet som är helt rörliga, dvs den helt rörliga kostnaden är $295+20=315$ kr/ton våtvikt (Peter Hugmark, pers. komm.). Det slam som i nuläget används i jordbruket (849 ton TS per år) kommer från Brommaverket, vilket innebär att från Bromma kan ytterligare $5750-849=4901$ ton TS per år användas för jordbruksändamål. Kostnaden för detta skulle således bli $(4901/0,33) \cdot 315 = 4\,678\,000$ kr/år eller 4,7 Mkr/år i 2006 års priser.

För Henriksdalsverket antas att totalkostnaden 429 kr/ton våtvikt enligt tabell 9 bör användas för en grundproduktion av slam som uppgår till 849 ton TS per år, dvs den produktion från Brommaverket som används i jordbruket. För den återstående mängden slam från Henriksdal ($13\,100+739-849=12\,990$ ton TS per år) används däremot den helt rörliga kostnaden 315 kr/ton våtvikt. Detta innebär en kostnad på $(849/0,33) \cdot 429 + (12990/0,33) \cdot 315 = 13\,503\,000$ kr/år eller 13,7 Mkr/år i 2006 års priser. Totalt för Bromma och Henriksdal blir kostnaden således $4,7+13,7 = 18,4$ Mkr/år.

Tabell 9. Kostnaden för att använda Brommaslam på åkermark inom ramen för ReVAQ-projektet, 2005. Källa: Kärrman et al. (2007)	
Kostnadskomponent	Kr/ton våtvikt
Extern slamhantering: Kostnader för entreprenörer, transporter och spridning	295
ReVAQ-projektet: Kostnader till Envisys och SP	71
Övriga externa kostnader: Huvudsakligen analyser och konsulter	20
Interna merkostnader: Mertid som Brommaverket lägger på ReVAQ-projektet	43
Summa:	429

Den här kostnaden kan jämföras med slamanvändningsscenariot i Naturvårdsverket (2002b), som i jämförelse med referensscenariot med ingen slamanvändning i jordbruket uppskattar merkostnaden för transporter av slam till jordbruk och spridning av slam till sammanlagt 6 kr per pe och år, dvs $948\,000 \cdot 0,96 \cdot 6 = 5\,460\,480$ kr/år eller 5,7 Mkr per år i 2006 års priser. Det här är en avsevärt lägre kostnad än 18,4 Mkr/år, men å andra sidan återspeglar den inte kostnaderna för det kvalitetssäkringsarbete som ReVAQ-projektet innebär och kan därför sägas vara en kostnad för att ta fram en produkt som inte skulle accepteras av lantbrukare.

5.3.3 Jämförelse av nytta och kostnader

En summering av de två nyttokomponenterna resulterar i en nedre gräns för den totala nyttan som uppgår till $9,5 + 14,8 = 24,3$ Mkr/år, och i en övre gräns som är $13,1 + 14,8 = 27,9$ Mkr/år. De skattade kostnaderna, 18,4 Mkr/år, ligger under den nedre gränsen för den totala nyttan, vilket indikerar en ekonomisk lönsamhet med att använda slammet från Stockholms reningsverk inom jordbruket i full skala. Stockholms deltagande i ReVAQ-projektet synes därmed ha varit välmotiverat, eftersom slamanvändningen inom jordbruket sist och slutligen hänger på om lantbrukarna accepterar slammet.

Ett sätt att öka acceptansen för slammet kan vara att producera en mer förädlad växtnäringssprodukt ur slammet. Broström (2007) och Hellström et al. (2007) beskriver en försöksverksamhet i Sjöstadverket som bland annat syftat till att utvinna växtnäringsskoncentrat av olika typer. En stor fördel med dessa koncentrat är att de har växtnäringsförhållanden som liknar handelsgödsel (av fullgödseltyp) mer än vanligt slam, dvs de stämmer bättre överens med spannmålsgrödors krav än vad slam gör (Broström, 2007). En annan fördel är att kadmiuminnehållet är lägre än i slam (Broström, 2007). De här egenskaperna bidrar till att göra koncentraten till en mer attraktiv växtnäringssprodukt än vanligt slam. En nackdel är dock att produktionsprocessen för att ta fram koncentraten är energikrävande (Hellström et al., 2007). Om detta gör att kostnaderna för att ta fram koncentraten överstiger nyttan av dem kan dock inte besvaras inom ramen för detta arbete.

Ovanstående analys av nyttor och kostnader är dock grov. Utifrån ett bredare samhällsekonomiskt perspektiv är ett underliggande antagande är att producenterna av handelsgödsel inte drabbas ekonomiskt av ett ökat användande av slam inom jordbruket, utan att de får avsättning för sina produkter på annat håll istället. Vidare är det mycket osäkert om nyttan i form av att kostnaderna för nuvarande användning av slammet försvinner (nyttokomponent 2) är en nytta för samhället i sin helhet, eftersom behovet av material för att täcka markområdena vid Aitikgruvan sannolikt kvarstår. Materialet måste då hämtas från något annat håll istället, vilket medför kostnader som sannolikt inte är lägre än de nuvarande kostnaderna. Utifrån en samhällsekonomisk synvinkel finns det därför skäl att snarare jämföra nyttan 9,5-13,1 Mkr med kostnaden 18,4 Mkr, vilket tyder på en samhällsekonomisk förlust av att använda slammet i jordbruket. Men analysen måste fördjupas för att dra en säkrare slutsats kring detta. Vi har exempelvis antagit att användande av slam i jordbruket inte leder till några negativa effekter på hälsa och miljö. Dessutom har vi inte tagit hänsyn till eventuella extra investeringskostnader för att använda slammet inom jordbruket utöver de kostnader som reflekteras av kostnaderna för slam till åker inom ramen för Brommaverkets deltagande i ReVAQ-projektet. Å andra sidan baserar vi dessutom analysen på priser på handelsgödsel från år 2006 och vi har inte tagit hänsyn till att handelsgödsel kan förväntas bli dyrare i framtiden på grund av höjda energipriser och en eventuell minskad tillgång på fosfor. Vi har heller inte räknat med miljökostnader till följd av utsläpp från transporter av slam. Slutligen bör påpekas att vi inte har tagit hänsyn till de positiva effekter på miljön som slamanvändning i jordbruket kan få på grund av att en sådan slamanvändning förutsätter ett omfattande uppströmsarbete som kan åstadkomma en minskad användning och minskade utsläpp av olika oönskade ämnen (Peter Hugmark, pers. komm.).

6 Nya verktyg: inventering, kostnader och effekter

6.1 Inventering

Genom litteraturstudier och diskussioner med nyckelpersoner inom projektet har vi identifierat fyra huvudgrupper av verktyg att arbeta med:

1. Informationskampanjer
 - i. Riktad till vissa grupper
 - ii. Riktad till allmänheten i stort
2. Nya typer av VA-system
3. Frivilliga överenskommelser med branscher
4. Offentlig upphandling

Var och en av huvudgrupperna beskrivs med exempel i något mer detalj nedan, och avsnittet avslutas med att några av fallen studeras mer ingående.

6.1.1 Informationskampanjer

6.1.1.1 Riktad till vissa grupper (t.ex. användare av konstnärsfärger och blysänken)

Många konstnärsfärger innehåller kadmium, en tungmetall som är mycket giftig och som kan ge skador på njurar och skelett. Det finns ett generellt förbud mot kadmium, men ett undantag från förbudet är just i konstnärsfärger, där ämnet används som pigment. (Stockholms stad, 2006a). I och med att kadmiumanvändningen är specialreglerad i lagen kan staden i stort sett bara *informera* om betydelsen av att minska spridningen av kadmium. Staden ska verka för att mängden konstnärsfärger med kadmium minskar med 30 %.

Under de senaste tio åren har en informationskampanj bedrivits, riktad till konstnärsskolor och försäljare av konstnärsmaterial, för att få ner användningen av kadmiumhaltiga konstnärsfärger. Försäljningen av konstnärsfärg med kadmium har också minskat markant under perioden. För att kunna bedöma om detta är en naturligt förekommande försäljningsvariation eller en faktisk trend är det dock nödvändigt med en särskild analys av detta.

Bly i sänken som hamnar i Stockholms ström är en källa till blybelastningen i Stockholm. Miljöförvaltningen genomförde 2005 en informationskampanj som riktade sig till säljare av fiskeredskap inom Stockholms stad. Man skickade till 10 handlare ut informationsmaterial kring omfattningen av problemet, och även en lista med förslag på alternativa sänken. Handlarna uppmanades att sända in ett antal uppgifter och av svaren framkom att de efter informationskampanjen hade beslutat sig för att upphöra med försäljningen av blysänken men att de också anser att insatser måste göras från användarhåll, exempelvis genom förbud mot blysänken i Stockholms ström. Kampanjen visade att arbetet med utbildning och kunskapsspridning om blyets negativa effekter i miljön är en viktig faktor för att minska belastningen i miljön (Stockholms stad, 2007b).

6.1.1.2 Riktad till allmänheten i stort (t.ex. LAS och triclosan i Hammarby Sjöstad)

Stockholm Vatten genomförde år 2005 en informationskampanj i Hammarby Sjöstad som handlade om sådant som ofta hamnar i avloppet och vilka konsekvenserna kan bli av detta. De boende i Hammarby Sjöstad informerades om hur de som konsumenter kan påverka miljön bl.a. genom att välja rätt tvättmedel och tandkräm. Resultatet av kampanjen redovisas i en rapport från förra året (Stockholm Vatten, 2006). Hammarby Sjöstad har vissa egenskaper som har gjort det möjligt undersöka just utsläpp från hushåll specifikt (se vidare om verktyget nya VA-system, avsnitt 6.1.2).

Mätningar i rötslam från Sjöstadsverket visar att det innan kampanjen var höga värden av triclosan, ett ämne som är klassat som miljöfarligt på grund av dess giftighet mot vattenlevande organismer och vissa växtarter. Hushållen är en betydande utsläppskälla av ämnet eftersom det bl.a. ingår i tandkräm. För att kunna säga någonting om effekten av kampanjen krävs det fler mätningar, bl.a. för att kunna slå fast vad som är den normala halten i området.

LAS är ett annat ämne som är toxiskt för vattenlevande organismer medan den akuta toxiciteten för däggdjur är mycket låg. Det förekommer inte i miljömärkta tvättmedel vilket gör det enkelt för konsumenter att undvika det. LAS-värdet för Sjöstadsverket var innan kampanjen på samma nivå som Henriksdal. Efter kampanjen sjönk LAS-värdena vid Sjöstadsverket enligt Stockholm Vatten (2006) till under detektionsgränserna och förblev låga under hela mätperioden vilket kan tolkas som att kampanjen gav en god effekt.

6.1.2 Nya typer av VA-system

6.1.2.1 Sjöstadsverket

Intill Henriksdals reningsverk har Stockholm Vatten byggt ett försöksreningsverk - Sjöstadsverket. Ett syfte med Sjöstadsverket är att utvärdera olika reningstekniker för att kunna föreslå en teknisk lösning inför beslutet om det ska byggas ett helt nytt lokalt reningsverk för hela stadsdelen Hammarby Sjöstad. Man har bl.a. bedrivit försök med ny, modern teknik inom vatten- och slambehandling (Stockholm Vatten, 2006). Ett annat syfte är att ge kunskap som kan användas vid reningsverken i Bromma och Henriksdal.

Avlopp från bosatta i stadsdelen leds idag till en egen pumpstation och sedan pumpas det direkt till Sjöstadsverket. En stor fördel vad gäller analysmöjligheter är att Sjöstadsverket inte får något tillskott av dagvatten, och att inga industriella utsläpp når reningsverket. Detta har möjliggjort analyser av hushållsavlopp, "isolerat" från annat avlopp.

6.1.3 Frivilliga överenskommelser med branscher

6.1.3.1 Bilvårdsprodukter vid biltvättanläggningar

I november 1989 uppmanade miljöförvaltningen i Stockholms stad och Stockholm Vatten biltvättanläggningar i staden att snarast upphöra med användningen av

avfettningssmedel och tvättmedel innehållande nonylfenoletoxylater (NFE) eftersom att dessa ger upphov till nonylfenoler, en ämnesgrupp som bryts ned mycket långsamt i naturen och som dessutom är giftig. Tillverkarna av bilvårdsprodukter fick gott om tid på sig att hinna ställa om till alternativa produkter. Vid en andra provtagning under våren 1991 undersöktes det utgående vattnet från oljeavskiljarna vid biltvättanläggningarna och analysen av vattnet visade att endast en av 8 slumpmässigt utvalda anläggningar släppte ut nonylfenoletoxylater (> 2 mg/l). Sammanfattningsvis konstateras att avvecklingen av NFE-produkter i bilvårdsprodukter är ett mycket lyckat exempel på en substitution som fungerat (Stockholms stad, 1992).

6.1.4 Offentlig upphandling

6.1.4.1 Miljöanpassad upphandling

Under perioden mars 2004 och oktober 2006 har miljöförvaltningen i Stockholms stad tillsammans med stadsledningskontoret bedrivit projektet *Miljöanpassad upphandling* (Stockholms stad, 2006b). Inom projektet har strategier och kravspecifikationer tagits fram för fem olika områden: transporter, giftfria varor, ekologiska livsmedel, energi och totalkostnadsberäkningar (dvs. att beräkna varan eller tjänstens kostnad över hela livscykeln vid upphandling). Ett antal guider inom de olika områdena har tagits fram med den bakomliggande tanken att förenkla och ge råd om miljökraven som ställs i viktiga upphandlingar för staden.

Ett exempel på en sådan guide är "Guide till giftfria varor" (Stockholms stad, 2006c), i vilken miljöförvaltningen ger rekommendationer för upphandling av sexton prioriterade varugrupper som innehåller miljöskadliga kemikalier. Exempel på varugrupper som ingår i guiden är bl.a. batterier (som kan innehålla bl.a. kvicksilver, kadmium och bly) och färg och lack (som kan innehålla bl.a. olika tungmetaller och alkylfenoletoxylater (AFE)). Rekommendationerna är indelade efter varugrupp, och innefattar t.ex. inrådan om olika typer av miljömärkningar och olika gränsvärden vid inköp.

6.1.5 Val av fallstudier

Ett urval av ovanstående verktyg studeras mer i detalj nedan när det gäller kostnader och effekter. Dessa är informationskampanjerna om kadmium i konstnärsfärger (avsnitt 6.2) samt om LAS och triclosan (avsnitt 6.3). Vidare studeras fallet med bilvårdsprodukter vid biltvättanläggningar (avsnitt 6.4). För att även ge en illustration av kostnader som kan uppstå om förebyggande eller tidiga åtgärder inte vidtas studeras slutligen kostnaderna för PCB-sanering av fasadfogar (avsnitt 6.5).

Vi har valt att inte gå vidare med informationskampanjen angående blysänken, nya VA-system i form av Sjöstadsverket och miljöanpassad upphandling. För kampanjen för minskad användning av blysänken ser vi visserligen möjligheter att hitta uppgifter om kostnader för fiskeredskapshandlarna, men det är förmodligen svårare att veta kampanjens effekt på antalet blysänken som hamnar i vattnet. Nya VA-system (Sjöstadsverket) är ett viktigt verktyg eftersom det bland annat möjliggör bättre utvärdering av kampanjer, t.ex. informationskampanjen mot LAS i Hammarby

Sjöstad, men effekten och kostnaden av verktyget i sig är förmodligen svårbedömt. Slutligen kan miljöanpassad upphandling vara ett betydelsefullt verktyg, men det har inom ramen för det här projektet inte varit möjligt för oss att studera det närmare.

6.2 Kadmium i konstnärsfärger

6.2.1 Bakgrund

En informationskampanj riktad till användare av kadmiumhaltiga konstnärsfärger påbörjades av Stockholm Vatten under 1998, och pågår fortfarande. Syftet är att få användarna att byta ut de kadmiumhaltiga färgerna mot färger utan kadmium. Man vill även att de som ändå väljer kadmiumhaltiga färger ska ha rening på utgående vatten. Kampanjen har bestått av bl.a. annonser i KRO:s (Konstnärernas riksorganisation) tidning och Metro, broschyrer samt besök vid konstkolor och konstnärsateljéer. All data i nedanstående analys kommer från Agneta Bergström vid Stockholm Vatten.

6.2.2 Kostnader hittills (september -07)

Personalkostnader: ca 1,3 Mkr inklusive sociala avgifter (en person på heltid i ungefär 1,5 år samt motsvarande en person i 6 månader). Detta är räknat på faktiska löneuppgifter)

Informationsmaterial och annonser: 325 000 kr.

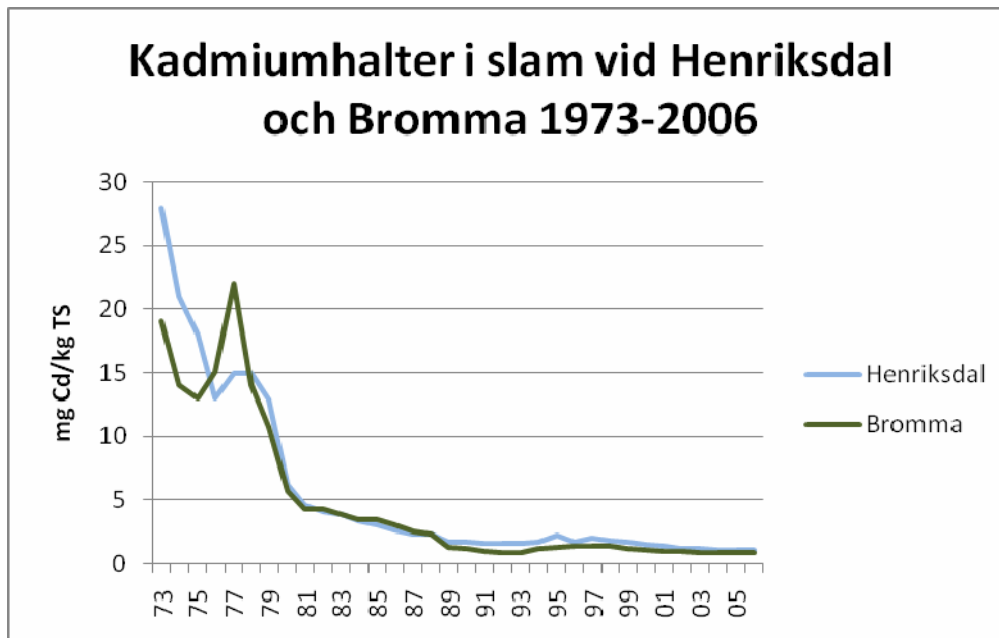
Detta ger en total kostnad för kampanjen om ca 1,6 Mkr.

Till detta kommer provtagningskostnader, vilka vi har valt att inte ta upp som en kostnadspost här. Anledningen till detta är att dessa kostnader (1) inte syftar till att påverka kadmiumutsläppen, samt (2) rimligtvis är oberoende av det verktyg som väljs för att påverka utsläppsmängder – om man vill kunna mäta effekten av en insats är detta en nödvändig åtgärd oavsett vilket verktyg man väljer.

6.2.3 Effekt

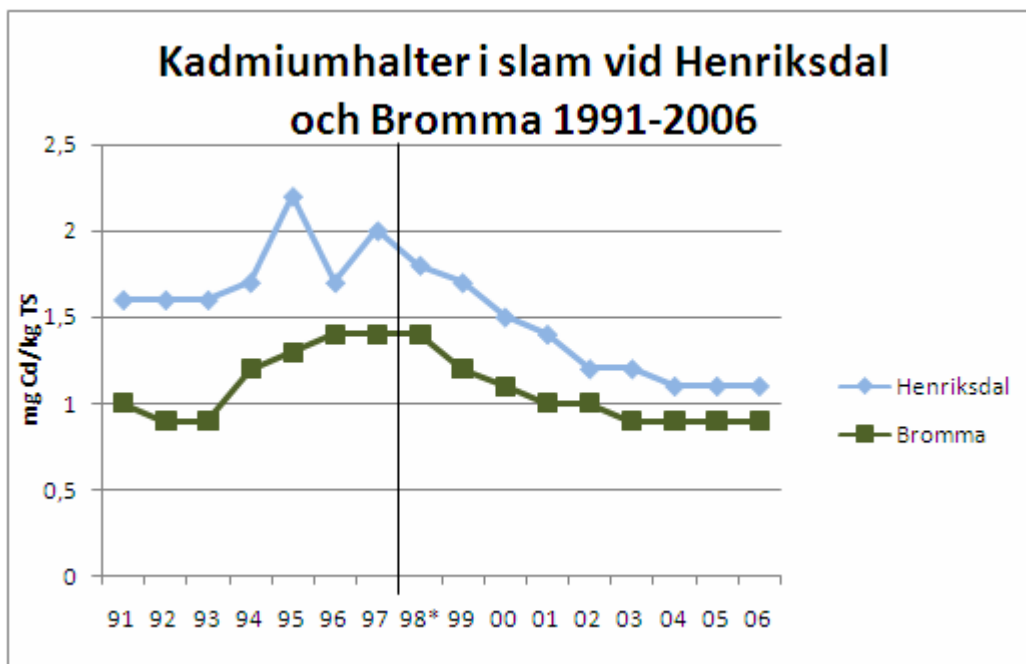
Ett problem som uppstår när resultatet av kampanjen ska skattas i termer av minskade kadmiumutsläpp är att utsläppen varierar över tiden av många andra skäl än just kampanjen mot kadmiumhaltiga konstnärsfärger. Vi vill endast fånga in kampanjens effekt på kadmiumutsläppen. Inom statistiken, särskilt i experimentmiljö, brukar man försöka lösa detta genom att dela in en population i två grupper, varav en är kontrollgrupp och opåverkad av ett experiment, medan den andra är utsatt för experimentet (eller behandlingen eller vad det nu kan vara). I det här fallet kan två sådana ”grupper” faktiskt konstrueras. Vi studerar kadmiumhalterna i slam vid Bromma och Henriksdals reningsverk. En stor majoritet av allt avlopp från konstnärsverksamhet i Stockholm är enligt Agneta Bergström anslutet till Henriksdals reningsverk, vilket innebär att Henriksdals reningsverk kan behandlas som experimentgruppen och Bromma reningsverk som kontrollgruppen. Givet att ”den

naturliga” variationen i kadmiumhalter över tiden är likartad för Bromma och Henriksdals reningsverk kan just effekten av kampanjen på utsläppen studeras. Nedan redovisas tidsserier för årsmedelvärden av kadmiumhalter i slam vid de bägge reningsverken.



Figur 3. Kadmiumhalter i slam vid Henriksdal och Bromma reningsverk 1973-2006. Källa: Stockholm Vatten (2007).

Figur 3 visar att kadmiumhalterna i slam har minskat drastiskt sedan början av 1970-talet. Detta talar för att det finns en allmän tidstrend med minskande utsläpp, vilket är ett argument för att ha en kontrollgrupp. För att underlätta inför analysen redovisas nedan samma tidsserier, men bara för åren 1991-2006 (1991 har valts som startår eftersom tidsserierna här har planat ut samt att data då finns tillgängliga för lika många år före kampanjen som efter).



Figur 4. Kadmiumhalter i slam vid Henriksdal och Bromma reningsverk 1991-2006. Källa: Stockholm Vatten (2007). Det lodräta strecket markerar startåret för informationskampanjen.

Vår metod blir nu i princip att jämföra Bromma och Henriksdal i termer av hur medelvärdena för de uppmätta halterna (som är årsmedelvärden i sig) har förändrats från perioden före (1991-1998) till perioden efter kampanjen (1999-2006). Vi vill mäta "skillnaden i skillnaden" i medelvärden. Metoden beskrivs utförligt nedan. För att resultatet av kampanjen skall kunna fångas in kräver denna metod ett antagande om vad man brukar kalla parallella trender (se t.ex. Olsson, 2007), vilket innebär att utvecklingen innan kampanjen ska vara likartad för de bägge reningsverken. I annat fall riskeras en snedvriden skattning eftersom en viss del av effekten som mäts då skulle kunna bero på att kadmiumhalterna, helt oberoende av kampanjen, har olika utveckling över tiden vid de båda reningsverken. Med vår metod kan vi "bara" kontrollera för (a) en allmän tidstrend som påverkar reningsverken lika mycket, och (b) att reningsverken har olika egenskaper i utgångsläget. Vår bedömning från figur 3 och 4 är att trenderna fram till och med -98 är parallella. Det går med hjälp av olika statistiska metoder att testa detta antagande. Vi har dock, med hänsyn till de snäva tidsramarna för projektet, valt att göra detta antagande baserat på tidsseriernas visuella utseende.

Vi har använt oss av den s.k. Difference-in-Difference (DD)-estimatoren. För två andra exempel på när denna har används, se Olsson (2007) och Petterson-Lidbom och Skogman Thoursie (2006). Vad som jämförs är alltså "skillnaden i skillnaderna" i medelvärden. Metoden fungerar i princip enligt följande:

För Brommas del är medelvärdena före (1991-1998) respektive efter (1999-2006) kampanjen 1,1875 respektive 0,9875. Medelvärdet har alltså minskat med 0,20 mg Cd/kg TS.

För Henriksdals del är motsvarande siffror 1,7750 respektive 1,2875. Medelvärdet har här alltså minskat med 0,4875 mg Cd/kg TS.

Medelvärde har därmed över perioden minskat med 0,2875 mg Cd/kg TS *mer* vid Henriksdals reningsverk än vid Bromma, vilket kan tolkas som kampanjens effekt. Som noterat ovan gäller detta givet att det inte finns någon annan faktor som gör att halten vid Henriksdal borde minska snabbare än vid Bromma reningsverk under perioden. Det faktum att vi verkar ha parallella trender före kampanjen talar *emot* en betydande inverkan av en sådan annan faktor.

För att även erhålla standardfel och sannolikhetsvärden konstruerar vi nu DD-estimatoren. Den bygger på följande ekvation:

$$y = \beta_0 + \delta_0(\text{efter}) + \beta_1(\text{Hdal}) + \delta_1(\text{efter} \times \text{Hdal}) + u$$

där, y är mg Cd/kg TS, β_0 är interceptet och *efter* och *Hdal* är dummyvariabler som antar värdet ett om värdet kommer från -99 eller senare, respektive om värdet kommer från Henriksdals reningsverk. I annat fall antar variablerna värdet noll. u är en felterm. Interceptet bör då tolkas som det genomsnittliga värdet före kampanjen för Bromma reningsverk. Vi är ute efter att skatta δ_1 , dvs. effekten av att både *efter* och *Hdal* antar värdena ett. Denna parameterskattning tolkas som kampanjens effekt. I tabell 10 återfinns de viktigaste resultaten från regressionen. Hela resultatet finns i bilaga 1.

Tabell 10. Skattning av kampanjeffekt.		
Variabel	Koefficientvärde	p-värde
(intercept)	1,19	2,28E-17
Efter	-0,201	0,0438
Hdal	0,586	1,10E-06
efter*Hdal	-0,286	0,0458

Här framgår det att effektskattningen (koefficienten framför (*efter*×*Hdal*)) är lika stor som den vi gjorde ovan med hjälp av bara medelvärdena, vilket kan tjäna som en kontroll av modellspecifikationen. Även skattningen av interceptet i modellen (som tolkas som medelvärdet för Bromma innan kampanjen) överensstämmer med vår tidigare analys. De små avvikelserna kan troligtvis förklaras med hjälp av avrundningsfel. Det framgår också här att effekten av kampanjen enligt modellen är statistiskt säkerställd på 5 % signifikansnivå.

Hittills har vi bara undersökt effekten i termer av minskade halter. Det är också befogat att undersöka vad denna effekt innebär i absoluta termer, dvs. i en minskning av antalet kilo kadmium som kommer till Henriksdalsverket. Detta kan göras genom att utnyttja resultatet ovan och data över mängderna torrsbstans som producerats vid reningsverket, vilka vi har fått ifrån Agneta Bergström på Stockholm Vatten. Ett problem är här att mängderna slam varierar över tiden, vilket innebär att en och samma effekt i termer av en halt ger olika resultat i termer av antal kilo kadmium. Vi använder medelvärdet för perioden -99 till -06, vilket är 14134 ton torrsbstans per år.¹² Effekten av kampanjen i absoluta termer blir, enligt den skattade haltminskningen

¹² Dock tycks det som att det finns en svag trendmässig ökning av slammängderna över perioden, något som vi har valt att bortse ifrån i analysen. Detta innebär att vårt mått överskattar absolutminskningen av

om 0,29 mg/kg TS: $14\,134\,000 \cdot 0,29 \cdot 10^{-6} \approx 4,1$ kg kadmium mindre per år. Utslaget på hela perioden efter kampanjen fram till nu (1999-2007) innebär det att kampanjen har resulterat i minskade kadmiumutsläpp om ca $4,1 \cdot 9 = 36,9$ kg.

6.2.4 Kostnad per effekt

Ett intressant mått är kostnaden per kg kadmium-minskning som kampanjen har resulterat i. Resultaten ovan betyder att denna kostnad blir $1\,603\,000/36,9 \approx 43\,000$ kr/kg Cd (1998 års priser) eller 47 500 kr/kg Cd i 2006 års priser. Om vi antar att effekten är bestående även i framtiden blir kostnaden givetvis lägre.

6.3 LAS och triclosan i Hammarby Sjöstad

6.3.1 Bakgrund

I mars och april 2005 genomförde Stockholm Vatten en informationskampanj riktad till de boende i Hammarby Sjöstad. Kampanjen syftade till att få ner användandet av ämnena LAS (i tvättmedel) och triclosan (i tandkräm), samt till att minska mängden fast skräp i avloppet. Kampanjen bestod av ett utskick med bl.a. information om ämnena och deras skadlighet för miljön, och en utställning i en lokal i Hammarby Sjöstad som varade i ca en månads tid.

6.3.2 Kostnader

Kostnadsuppgifterna kommer från Daniel Hellström på Stockholm Vatten.

Material och trycksaker: ca 120 000 kr.
Arbetstid: ca 50 000 kr.

Kostnadsuppgifterna är ungefärliga, men totalt rör det sig alltså om en kostnad om ca 150 000-200 000 kr enligt Daniel Hellström.

Kostnaderna täcker upp informationsinsatserna på alla tre inriktningar; både mot LAS, triclosan och fast skräp. Det finns inga uppgifter om hur stora kostnaderna är per inriktning, därför har vi valt att konstruera ett intervall för var och en av inriktningarna om 50 000-200 000 kr. Den nedre gränsen kommer från en total kostnad om 150 000 kr där kostnaderna fördelas lika över inriktningarna, medan den övre gränsen kommer från en total kostnad om 200 000, som läggs på bara ett av ämnena. Detta är ett scenario som är rimligt om kampanjen är förknippad med en stor fast kostnad. Vårt antagande blir alltså att kostnaderna för LAS = kostnaderna för triclosan (= kostnaderna för fast skräp) = 50 000-200 000 kr.

effekten i början av perioden och underskattar i slutet av perioden. När vi summerar över hela perioden är detta inget problem.

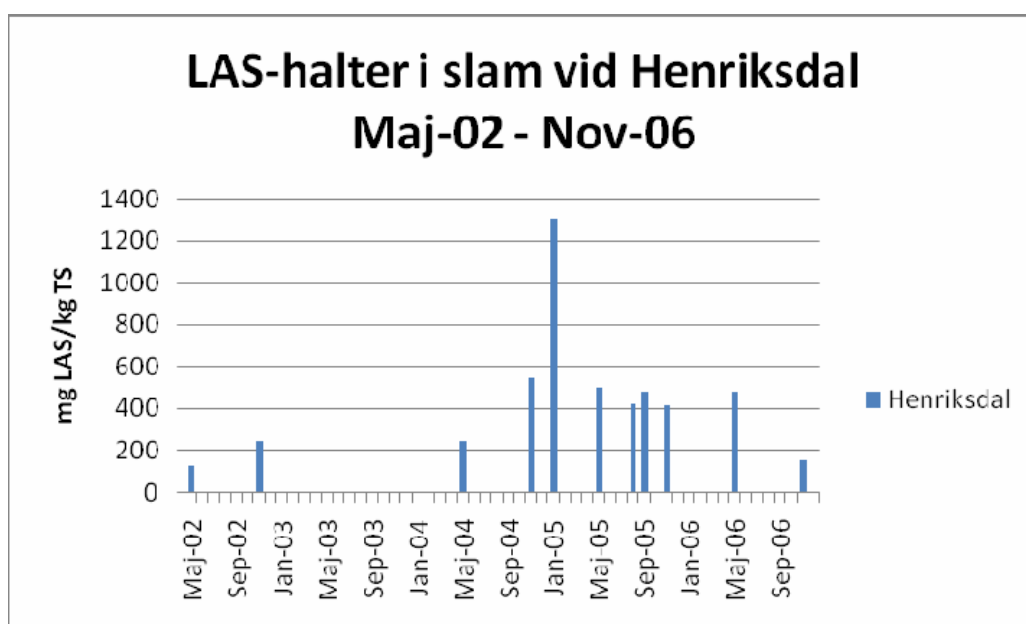
6.3.3 Effekt

En fördel när det gäller resultatanalysen för den här kampanjen är att allt vatten som kommer från de boende i Hammarby Sjöstad går till ett litet lokalt reningsverk (Sjöstadsverket). Huvuddelen av avloppsvattnet som kommer till Sjöstadsverket kommer också från just Hammarby Sjöstad, vilket gör det möjligt att göra en tät koppling mellan mätningar vid verket och faktiska förändringar av utsläpp från Hammarby Sjöstad.

Nackdelen är dock att det finns få mätningar över de relevanta ämnena. För Sjöstadsverket finns mätningar av LAS och triclosan mellan februari och september 2005. Det hade varit önskvärt med data från en längre tidsperiod innan och efter kampanjen, för att dra slutsatser om kampanjens effekt. Ansatsen blir här att i så stor utsträckning som möjligt jämföra halter av LAS respektive triclosan i slam vid Sjöstadsverket med motsvarande halter vid Henriksdals reningsverk. Vi börjar med LAS.

6.3.3.1 LAS: effekt

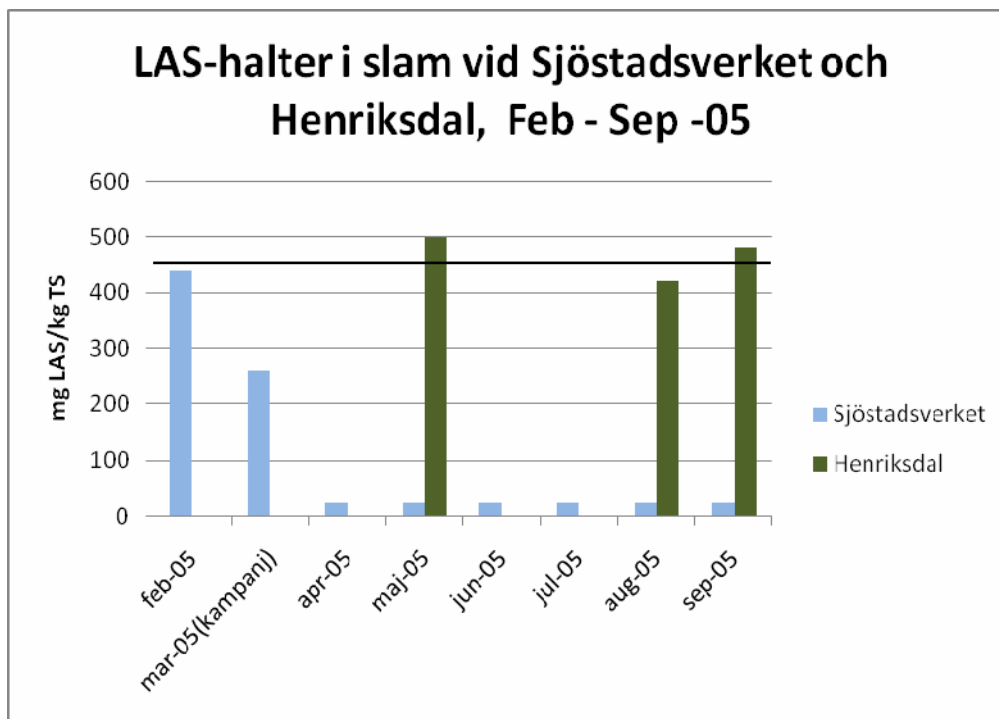
I figur 5 visas en tidsserie över LAS-halter vid Henriksdals reningsverk (Stockholm Vatten, 2007).



Figur 5. Tillgängliga data över LAS-halter i slam vid Henriksdals reningsverk Maj-02 – Nov-06. Källa: Stockholm Vatten (2006 och 2007). Data för 2003 saknas.

Medelvärdet för år 2005 är vid Henriksdal 622 mg/kg TS. Om januarivärdet betraktas som en "outlier", dvs ett värde som är mycket högre än genomsnittsvärdet av slumpmässiga skäl, och denna observation stryks så blir medelvärdet för 2005 istället 452,5 mg/kg TS.

De observationer som finns tillgängliga från Sjöstadsverket redovisas i figur 6 tillsammans med de värden som finns från Henriksdal under perioden.



Figur 6. LAS-halter i slam, mg LAS/kg TS, vid Sjöstadsverket och Henriksdal Feb-Sep -05. Kampanjen genomfördes i mars. Den svarta linjen indikerar medelvärdet 2005 (exklusive januari) för Henriksdal. Värdena från Sjöstadsverket från april och framåt ligger under detektionsgränsen 50 mg/kg TS, och har därför approximerats till 25 mg/kg TS. Källa: Stockholm Vatten (2006, 2007).

För att kunna säga någonting om kampanjens effekt jämför vi nu medelvärdena mellan Henriksdal och Sjöstadsverket efter kampanjen. Om det kan antas att reningsverken är helt identiska med avseende på LAS-halter i slam, förutom kampanjens och slumpens inverkan (vilket naturligtvis är ett starkt antagande), så bör det innebära att medelvärdet för LAS-halter 2005 vid Sjöstadsverket skulle ha varit detsamma som det vid Henriksdalsverket (452,5 mg/kg TS exklusive januari) om det inte hade varit för kampanjens inverkan vid Sjöstadsverket. Enligt figur 6 är medelvärdet *efter* kampanjen för Sjöstadsverket 25 mg LAS/kg TS. Detta tyder enligt ovanstående resonemang på en effekt av kampanjen om ca 450 mg LAS/kg TS.

För att med hjälp av detta få fram en absolut siffra på kampanjens effekt behövs (återigen) en uppgift om hur många kilo slam (torrsubstans, TS) som produceras årligen vid Sjöstadsverket. En grov uppskattning utifrån data över TS-mängder vid Henriksdal (14 134 ton/år - se avsnittet om kadmium i konstnärsfärger), och information över antalet anslutna personekvivalenter till de båda reningsverken (ca 700 000 pe vid Henriksdal och ca 600 pe vid Sjöstadsverket. enl. Stockholm Vatten 2006) gör en sådan bedömning möjlig, givet att mängderna slam som produceras per personekvivalent inte varierar mycket mellan reningsverken. Mängden TS vid Sjöstadsverket blir då uppskattningsvis

$$\frac{600}{700000} \times 14134 \approx 12,11 \text{ ton TS/år.}$$

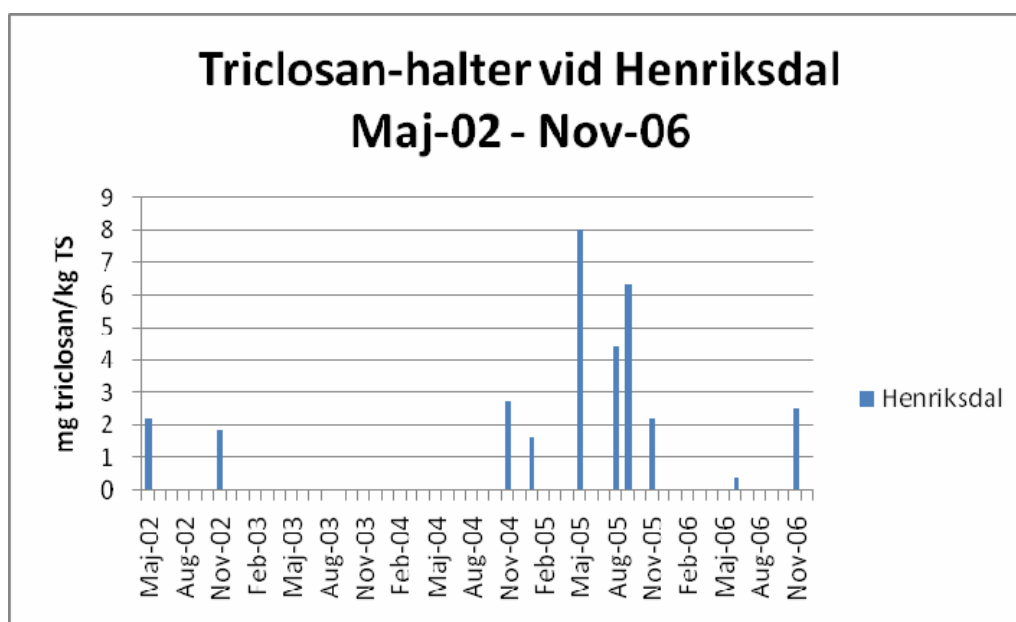
Om kampanjen har resulterat i en minskning om 450 mg LAS/kg TS och om effekten är bestående så innebär detta därmed en minskning om totalt 5,4 kg LAS per år hos de ca 600 personer i Hammarby Sjöstad som då var anslutna till Sjöstadsverket. Utslaget på de ca 6200 personer som bodde i Hammarby Sjöstad 2005¹³ är minskningen 55,8 kg, förutsatt att de som bor i Sjöstaden, men är anslutna till Henriksdals reningsverk, har minskat sin användning av LAS-haltiga tvättmedel lika mycket som de som är anslutna till Sjöstadsverket.

6.3.3.2 LAS: kostnad per effekt

Detta ger med de kostnadsuppgifter som angavs tidigare en kostnad för utsläppsreducering om ca 900 – 3 600 kr/kg LAS. Det bör dock understrykas att resultatet bygger på starka antaganden om likheter hos Sjöstadsverket och Henriksdals reningsverk, vilka vi inte kan kontrollera med hjälp av de datauppgifter som finns tillgängliga. Kostnadsuppgifterna är från 2005 och resultaten bör kunna hållas för giltiga även med dagens penningvärde.¹⁴

6.3.3.3 Triclosan: effekt

Halterna av triclosan i slam vid Henriksdals reningsverk framgår av figur 7.

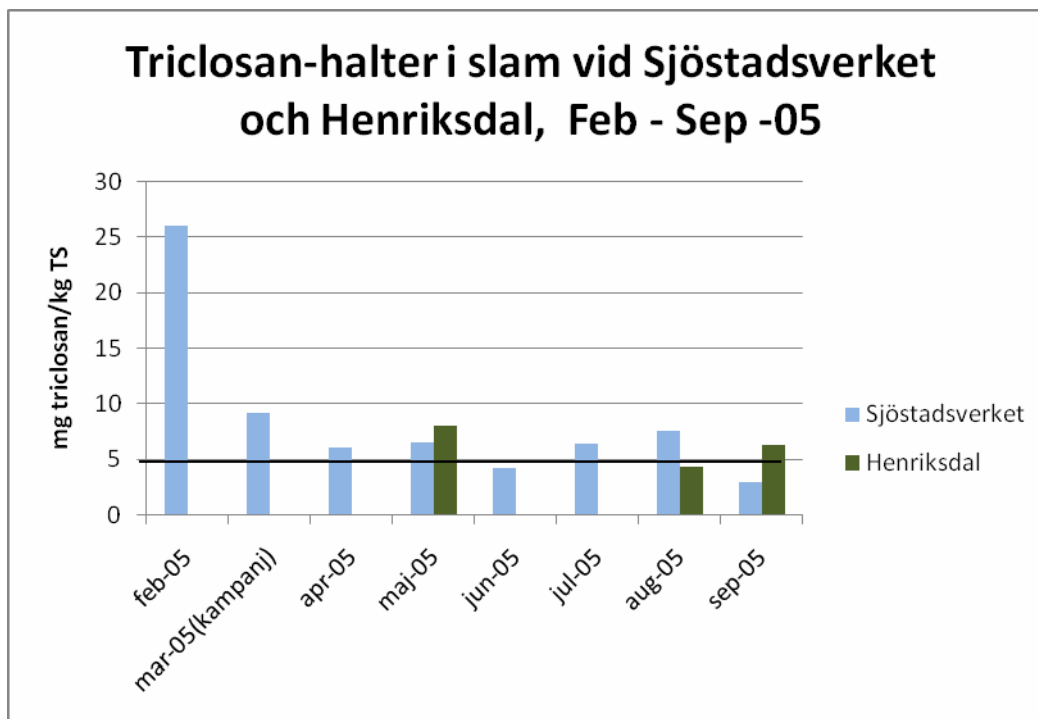


¹³ Enligt korrespondens med Stockholms Stads Utrednings- och Statistikkontor (USK) var 5607 respektive 6866 bosatta i Hammarby Sjöstad (Sickla Udde, Luma och Mårtensdal) den sista december 2004 respektive 2005. 6200 blir då ett ungefärligt genomsnitt för 2005.

¹⁴ Årsmedelvärdena för KPI 2005 respektive 2006 var 280,4 respektive 284,22, vilket ger en ökning om ca 1,4 %. En justering för detta är inte motiverad, givet (o)exakthetsgraden som finns i resultatet ovan.

Figur 7. Tillgängliga data över Triclosan-halter i slam vid Henriksdals reningsverk Maj-02 – Nov-06. Källa: Stockholm Vatten (2007). Data för 2003 saknas.

Medelvärde för 2005 vid Henriksdals reningsverk är 4,5 mg triclosan/kg TS. Standardavvikelsen är stor i förhållande till medelvärdet (2,7 mg/kg TS). Situationen för Sjöstadverket framgår av figur 8 där även en jämförelse med halterna i Henriksdalsslam ingår.



Figur 8. Triclosanhalt i slam, mg triclosan/kg TS, vid Sjöstadverket och Henriksdal Feb-Sep -05. Kampanjen genomfördes i mars. Den svarta horisontella linjen indikerar medelvärdet 2005 för Henriksdal. Källa: Stockholm Vatten (2006, 2007).

Medelvärdet för triclosan-halten vid Sjöstadverket är efter kampanjen 5,65 mg/kg TS, vilket är högre än motsvarande för Henriksdal. Några slutsatser liknande de i fallet med LAS kan därför inte dras. Värdet för februari är högt, 26 mg/kg TS. Det är dock osäkert om detta värde är representativt eller om slumpen eller mätfel ligger till grund för det höga värdet. Haltmätningar av organiska ämnen är enligt Stockholm Vatten (2006) förknippat med stora osäkerheter. För att kunna säga någonting om kampanjens effekt på triclosanhaltarna krävs fler mätningar.

6.4 Biltvättar och AFE

6.4.1 Bakgrund

Stockholms biltvättсанläggningar uppmanades i slutet av 1989 av Stockholm Vatten och Miljöförvaltningen att byta ut tvättmedel och avfettningsmedel som innehöll alkylfenoletoxylater (AFE) mot andra produkter, senast 1 juli 1990. AFE ger upphov

till nonylfenoler, som har giftig verkan och bioackumulerande egenskaper. Nonylfenoler är svårnedbrytbara i naturen och kan inte brytas ned i reningsverk (Stockholms stad, 1992).

Uppmaningen skedde i brevform (hela brevet finns i Stockholms stad, Miljöförvaltningen, 1992, Bilaga 1), där man bl.a. hänvisade till § 5 i lagen om kemiska produkter (SFS 1985:426). Enligt denna ska *”den som hanterar en kemisk produkt vidta de åtgärder och de försiktighetsmått som behövs för att hindra eller motverka skada på miljön.”* (ibid.). Vidare: *Därvid skall sådana kemiska produkter undvikas som kan ersättas med mindre farliga produkter.* (SFS 1985:426). Med hänvisning till denna lag konstaterades att produkter innehållande AFE inte fick hanteras på ett sådant sätt att de kom ut i miljön. Man skrev vidare att det finns ersättningsmedel som är betydligt mindre miljöfarliga, och att VA-verket inte är skyldigt att ta emot avloppsvatten som innehåller AFE.

Stockholm Vatten och Miljöförvaltningen gav tidsfristen *”för att tillverkarna, i den mån de inte redan nu kan erbjuda alternativa medel, ska få tid att ta fram sådana.”* Man ville att biltvättsanläggningarna skulle börja ställa krav på sina leverantörer och tillverkare vad gällde innehållet i tvättprodukter (Stockholms stad, 1992, Bilaga 1).

Sammantaget talar detta för att det fanns en väldigt liten grad av frivillighet i produktsubstitutionen. Enligt Urban Jonsson som då arbetade med projektet på Stockholm Vatten (telefonintervju, okt 2007) hotade man även med att stänga av vattnet för de anläggningar som inte bytte ut sina AFE-produkter.

6.4.2 Effekt

I oktober 1990 (dvs. några månader efter sista datumet för substitutionen) besöktes 163 biltvättsanläggningar, vilka vid besöket ombads ange vilka produkter de nu använde. Resultatet av undersökningen visade att tillverkarna hade bytt ut AFE-produkter mot produkter med annat innehåll. Efter en tid av varierande halter av nonylfenoletoxylater vid provtagning på avloppsvatten kunde man konstatera att mängden nonylfenoletoxylat hade minskat från ca 20 ton 1989 till ca 5,5 ton 1991 (Stockholms stad, 2002). Enligt Urban Jonsson kan denna minskning hänföras till just substitutionen av AFE-produkter vid biltvättsanläggningarna i Stockholm.

6.4.3 Kostnader

De stora kostnader som kan förknippas med substitutionen borde rimligtvis vara kostnader för produktutbytet hos biltvättsanläggningarna. Givet att produktval, marknadspriser och volymer finns tillgängliga borde det vara möjligt att skatta dessa kostnader. Man måste då även inkludera kostnader för produktutveckling eftersom dessa sannolikt avspeglas i marknadspriserna. Tyvärr finns inte resultatet av besöksstudien i oktober 1990 längre att tillgå vilket gör det mycket svårt att skaffa den information som skulle krävas för en kostnadsuppskattning.

Något som dock talar för att kostnaderna inte borde ha varit alldeles ohanterbara för biltvättsanläggningarna är att lagen (§ 5, SFS 1985:426) om substitution faktiskt kunde

tillämpas och att detta var möjligt inom ett drygt halvår. En mycket kostsam substitution skulle troligtvis ha mött större motstånd och krävt en betydligt längre tidsfrist än den som gavs.

6.5 PCB i fogar

6.5.1 Bakgrund

I slutet av 50-talet, på 60-talet och i början av 70-talet användes PCB ofta som mjukgörare i fogar i olika fastigheter. PCB förekommer även på andra ställen i byggnader, bl.a. kring fönster och i diverse elektronisk utrustning som lysrörsarmaturer och transformatorer. Ämnet är svårnedbrytbart och bioackumulativt och kan sammankopplas med bl.a. fertilitetsskador, påverkan på immun- och hormonsystem och vissa typer av cancer (Naturvårdsverket, 2002c).

Fokus i detta avsnitt är kostnader och resultat av sanering av PCB-haltiga fasadfogar; en typ av "late action"-insats (se t.ex. Nordiska Ministerrådet, 2004). Denna typ av åtgärd är "sen", såtillvida att den bygger på att man istället för att hindra ämnet från att tillverkas eller komma ut i miljön, gör åtgärder i efterhand. Fastigheter från *Miljonprogrammet* är särskilt drabbade av PCB-haltigt byggmaterial (Nordiska ministerrådet, 2004). Enligt en ny lag (förordning 2007:19 om PCB m.m.), som trädde ikraft i mars 2007 är fastighetsägare skyldiga att PCB-inventera fastigheter uppförda eller renoverade mellan åren 1956 och 1973 senast den 30 juni 2008. De fastigheter där PCB upptäcks i fogar ska saneras senast den 30 juni 2011 eller den 30 juni 2013 för industrifastigheter. Respit för saneringen kan ges för fastigheter där man planerar ombyggnation eller renovering de närmaste åren efter dessa datum. Kostnaderna för inventering och sanering läggs på fastighetsägarna.

Innan den nya lagen trädde i kraft åtog sig *Byggsektorns Kretsloppsråd* att verka för en frivillig inventering och sanering av fogar med PCB, vilket har resulterat i att en del av det PCB som har funnits i fogar har sanerats. Man hade som mål att "*de PCB-haltiga material som innebär stor risk för hälsa och miljö skall vara bortsanerade till 2002/2003*" (Miljökonsultgruppen i Stockholm, 2007¹⁵). Detta har man dock inte lyckats med - vid utgången av 2003 fanns ca 85 % av all PCB i fogar i Sverige kvar och det finns fortfarande stora mängder PCB kvar i fogar och andra byggmaterial (Svenska Fogbranschens Riksförbund).

Den totala mängden PCB i Stockholms kommuns fastighetsbestånd uppskattades 2005 till ca 23 ton, varav drygt hälften beräknades komma från fogmassor. Vi räknar med 12 ton PCB i fogar vid utgången av 2005. Vid samma tidpunkt uppskattades att ca 30 procent av fastigheterna i Stockholm som någon gång haft fogar med PCB var sanerade (Stockholms stad, 2006d).¹⁶ Om gruppen fastigheter som redan har blivit sanerade är representativ med avseende på PCB-mängder borde detta innebära att den totala mängden PCB som har byggts in i fogar i fastigheter i Stockholm kan uppskattas till ca $12/0,7 \approx 17$ ton.

¹⁵ <http://www.sanerapcb.nu/home/page.asp?sid=775&mid=2&PageId=8738>

¹⁶ Idag, december 2007, är motsvarande siffra ca 36 % enligt Mari Yoda på Stockholms stads miljöförvaltning. Vi har dock inte lyckats få tag i uppdaterade uppgifter för den totala mängden PCB i fastighetsbeståndet, varför vi för konsekvensens skull håller oss till 2005 års uppgifter i analysen.

6.5.2 Kostnader

Kostnader för inventering och sanering kommer från Naturvårdsverket (2002c). Enligt deras rapport är inventeringskostnaderna jämförelsevis måttliga. Analyskostnaden är ca 500 kr och uppåt per prov. Till detta kommer provtagningskostnaderna. I Stockholms kommun finns 2 285 fastigheter som är byggda mellan 1956 och 1973. Om vi räknar med en analyskostnad om SEK 500 och med ett prov per fastighet (vilket alltså borde ge en underskattning) uppgår då kostnaderna för inventering till 1 142 500 kr med 2002 års kostnader. Justerat till 2007 års penningvärde blir dessa kostnader 1 211 050 kr.¹⁷ Detta är alltså exklusive kostnader för provtagning. Tidsramarna för projektet har inte tillåtit en undersökning av provtagningskostnader, och vi bedömer att detta är en liten kostnad i sammanhanget.

Kostnaderna för sanering är ca 200-500 kr per löpmeter fog (2002). En löpmeter väger ca 0,25 kg. Det innebär att varje kg fog kostar ca 800-2 000 kr att ta bort. Halten PCB i fogarna är ca 10-20 %. Kostnaden för att ta bort ett kg PCB blir då ca 4 000 -20 000 kr. Detta motsvarar ca 4 240- 21 200 kr i dagens penningvärde. Vidare kostar avfallshanteringen hos SAKAB 15 kr per kg fogmassa (telefonintervju med Lena Bergkvist på SAKAB, oktober 2007), vilket innebär ca 75-150 kr per kg PCB. Intervallet för saneringskostnaderna blir då 4 315 - 21 350 kr. Till detta kommer en fast avgift per fat (200 liter) respektive säck (800-1 000 liter) om 300 respektive 600 kr (SAKAB) samt transportkostnader. Den exakta storleken på dessa kostnader är osäker men bör vara liten i sammanhanget. Vi har valt att bortse från dem i analysen.

Totalkostnaden för PCB-sanering av fogar i Stockholm uppgår till ca 73 355 000 - 360 400 000 kr räknat på ovanstående kostnader och 17 ton. Om analyskostnaderna vid inventering läggs till hamnar intervallet på 74 566 050 – 361 611 050 kr.

Ett problem med sanering av PCB-fogar är att ämnet sprids till omkringliggande strukturer (Rex hus & miljökonsult, 2002). Nordiska Ministerrådet (2004) antar i en kostnadsanalys att endast hälften av den ursprungliga mängden PCB är kvar i fogarna vid tidpunkten för sanering. Det innebär att fogsanering enligt ovanstående kostnader kanske inte är möjlig hela vägen fram till de 17 ton PCB som har byggts in i fogar i Stockholms fastigheter. För att få bort all denna PCB krävs då troligtvis betydligt mer omfattande åtgärder även i kringliggande material.

6.5.3 Kostnad per effekt

Kostnaden för att få bort hälften av all PCB som byggts in via fogar i Stockholm (och därmed byta ut alla PCB-fogar i Stockholm om hälften av all PCB har spridits bort från fogarna) uppgår enligt de tidigare antagandena till ca 37-180 Mkr.

Kostnaden per kg PCB som tas bort blir då vid en reningsgrad om 50 % eller 100 % ca 4 400 - 22 000 respektive ca 2 200 -11 000 kr/kg PCB. Troligtvis är dock det första av

¹⁷ KPI januari 2002 respektive 2007 är 268,8 respektive 285,01, då 1980 används som basår (index 1980=100) . Detta innebär en ökning med ca 6 %.

intervallen något mer sannolikt än det andra beroende på att PCB sprids till omkringliggande material.

6.6 Sammanfattning

Tabell 11 sammanfattar resultaten i avsnitt 6. Effekten för triclosan är inte klarlagd. Observera att en jämförelse mellan verktygen i termer av kostnadseffektivitet inte är möjlig att göra utifrån resultaten i tabell 11. Åtgärderna syftar till reduktion av olika ämnen med var för sig individuella egenskaper. Det är därför inte rimligt att direkt jämföra kostnaden per effekt för de olika verktygen med varandra. Dessutom är åtgärderna och de reduktioner av ämnen som de leder till i sig av olika slag. I kadmium-, LAS- och triclosan-fallen syftar verktygen till ett direkt undvikande av utsläpp av ämnena. I fallet med PCB-sanering av fasadfogar finns ämnet inbyggt i fogarna, varför vi talar om en ”late action”-insats. Det är dock möjligt att allt PCB inte skulle spridas vidare i miljön även om fogarna inte skulle vara föremål för sanering.

Tabell 11. Resultat i de olika fallstudierna, uttryckt som totalkostnad, effekt samt kostnad per effekt. Kostnaden för PCB i fogar avser inventering och sanering.			
<i>Fallstudie</i>	<i>Totalkostnad (Mkr)</i>	<i>Effekt (kg)</i>	<i>Kostnad/effekt (kr/kg)</i>
Kadmium i konstnärsfärger	1,6	37	48 000
LAS i Hammarby Sjöstad	0,05-0,20	55,8	900-3 600
Triclosan i Hammarby Sjöstad	0,05-0,20	---	---
PCB i fogar	37-180	8 500	4 400-22 000

7 Slutsatser

I rapportens inledande avsnitt konstaterades att det ur ett policyperspektiv är problematiskt att svårigheterna att nå en totalbild av nyttan av att vidta åtgärder mot miljögifter med hjälp av en *bottom-up*-ansats är så stora. Detta leder oundvikligen till brist på beslutsunderlag gällande vilka åtgärder som totalt sett är ekonomiskt motiverade att vidta. Risken är överhängande för att samhället gör felprioriteringar och satsar för lite eller för mycket resurser på olika åtgärder som syftar till att få ned förekomsten av miljögifter. Med tanke på detta behov av beslutsunderlag finns i litteraturen inte oväntat försök att få en totalbild av nyttan att vidta åtgärder mot miljögifter på något annat sätt, med hjälp av vad vi i rapporten har kallat för en *top-down*-ansats. Ett vanligt sätt att göra detta är att räkna med s.k. EAF (*environmentally attributable fraction*). I rapporten tillämpas i samband med *top-down*-analysen EAF-beräkningar för Stockholms stad.

Under arbetet med de samhällsekonomiska analyserna har vi stött på ett antal osäkerheter och kunskapsluckor vad gäller t.ex. miljögifternas andel av EAF, svenska kostnadsuppgifter för olika sjukdomar och tillstånd, t.ex. neuropsykiatriska funktionshinder, brister med humankapitalmetoden som sådan, svårigheter att uppskatta livsinkomstens storlek m.m. Trots dessa osäkerheter menar vi att det finns en potential att utveckla *top-down*-ansatsen och EAF-analysen utifrån ett svenskt perspektiv. Metoden erbjuder ett konkret och relativt enkelt sätt att analysera samhällets kostnader för den ohälsa som miljögifterna medför. Dessa uppskattningar, hur grova de än må te sig, utgör ändå ett underlag för mer välgrundade prioriteringar och beslut vad gäller miljögifterna i samhället. Förslagsvis kompletteras de med *bottom-up*-analyser när sådana är möjliga att genomföra.

Skilnaderna i tillvägagångssätt mellan *top-down*- och *bottom-up*-analyserna gör det svårt att direkt jämföra resultaten mellan de två typerna av analyser. Det är ändå intressant att konstatera att summan av de kostnader som PCB och bly ger upphov till enligt *bottom-up*-analysen (cirka 340+840=1180 Mkr/år) överstiger resultatet av den *top-down*-analys som syftade till att täcka in alla typer av hälsoeffekter (100-400 Mkr/år). En möjlig orsak till detta är att metoden för just denna *top-down*-analys tenderar att underdriva kostnaderna, vilket indikerar att 100-400 Mkr/år kan användas som en skattning på en undre gräns för miljöskadekostnaderna i Stockholm till följd av miljögifter. En annan möjlig orsak är att effekterna på livsinkomst till följd av PCB och bly har överskattats, men för att utreda denna orsak närmare krävs fördjupade analyser.

Verktygen som har använts i Stockholm och som analyseras i rapporten leder till varierande resultat vad gäller såväl effekt som kostnad. Det är dock svårt att utifrån detta ge entydiga rekommendationer gällande vilka verktyg som bör väljas från ett kostnadseffektivitetsperspektiv. Att kontinuerligt skaffa god kunskap om både kostnader och effekter vid genomförandet av åtgärder mot miljögifter är ett nödvändigt steg på vägen för att kunna göra sådana bedömningar i framtiden. Det kan också i högre grad möjliggöra direkta jämförelser mellan kostnaden att vidta åtgärder mot miljögifter och nyttan av sådana åtgärder, jfr avsnitt 2. Inom ramen för den här rapporten har vi visat att det är ett komplicerat pussel att få ihop sådana jämförelser,

men också demonstrerat hur det kan gå till att få fram åtminstone vissa av de nödvändiga pusselbitarna.

Som ett exempel kan nämnas indikationen ovan att 100-400 Mkr/år skulle kunna ses som en undre gräns för miljöskadekostnaderna i Stockholm till följd av miljögifter. Detta kan tolkas som att det är lönsamt för samhället att åtminstone vidta åtgärder som kostar 100-400 Mkr/år för att få bukt med miljögiftsproblematiken. Det kan då konstateras att kostnaderna för de åtgärder som detaljstuderades i avsnitt 6 ryms inom detta intervall. Det kan tolkas som att dessa åtgärder är samhällsekonomiskt motiverade, men å andra sidan utgör dessa åtgärder enbart en delmängd av alla olika åtgärder som vidtas mot miljögifter i Stockholm, och någon totalkostnad för *alla* åtgärder skattades inte i den här rapporten.

Ett annat exempel på en möjlig jämförelse är att utgå från resultatet från avsnitt 5 att PCB leder till en miljöskadekostnad på cirka 340 Mkr/år. Detta kan jämföras med kostnaden för att sanera PCB i fogar, som i avsnitt 6 skattades till cirka 40-180 Mkr. Eftersom åtgärds-kostnaden är lägre än miljöskadekostnaden tyder det här på att dessa åtgärds-kostnader kan vara samhällsekonomiskt motiverade. Även i det här fallet finns dock en liknande problematik som i föregående stycke: Någon totalkostnad för alla åtgärder som vidtas, eller skulle kunna vidtas, mot PCB i Stockholm har inte skattats, så det är okänt om åtgärderna totalt sett är samhällsekonomiskt motiverade.

8 Åtgärder och ansvar

Som påpekades i avsnitt 7 är det svårt att använda sig av *bottom-up*-ansatsen för att få en samlad bild över miljögifters samhällsekonomiska konsekvenser. *Top-down*-ansatsen utgör ett intressant kompletterande sätt att analysera situationen. För att använda denna ansats är det dock angeläget att det görs expertbedömningar utifrån ett svenskt perspektiv, förslagsvis med hjälp av liknande metoder som användes i USA för att nå EAF-skattningar. Om så sker är troligen beroende av initiativ från myndigheter på olika nivåer.

Det kan inte uteslutas att det är lönsamt att använda slam från Stockholms reningsverk inom jordbruket i full skala. Stockholms deltagande i ReVAQ-projektet synes därmed ha varit välmotiverat, eftersom slamanvändningen inom jordbruket sist och slutligen hänger på om lantbrukare accepterar slammet. Det bör därför diskuteras hur ett fortsatt och utvidgat deltagande i ReVAQ-projektet (eller dess efterföljare) bör utformas.

Hur bra eller dåliga olika verktyg är kan inte utvärderas om det inte tas fram kunskap om deras effekter och kostnader. Det är angeläget att det vid införandet av ett visst verktyg även görs ansträngningar att kunna mäta effekterna av verktyget. Det är då betydelsefullt att ha ett referensfall att jämföra med, vilket framgick av vår analys gällande kadmium i konstnärsfärger samt LAS och triclosan i slam.

9 Referenser

Boardman, A. E., Greenberg, D. H., Vining, A. R., Weimer, D. L., 2001. Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice. Prentice Hall, New Jersey.

Broström, U., 2007. Återföring av växtnäringsämnen från avloppsvatten till åkermark – en bedömning av intresset för nya näringsrika produkter. Examensarbete nr 150, 2007. Institutionen för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Brännlund, R., Kriström, B., 1998. Miljöekonomi. Studentlitteratur, Lund.

Cancerfonden, 2006. Cancerfondsrapporten 2006. Cancerfonden, Stockholm.

Canfield, R. L., Henderson, C. R. Jr., Cory-Slechta, D. A., Cox, C., Jusko, T. A., Lanphear, B. P., 2003. Intellectual impairment in children with blood lead concentrations below 10 µg per deciliter. New England Journal of Medicine 348, 1517-1526.

Carson, R. T., Groves, T., 2007. Incentive and informational properties of preference questions. Environmental and Resource Economics 37, 181-210.

Davies, K., 2006. Economic Costs of Childhood Diseases and Disabilities Attributable to Environmental Contaminants in Washington State, USA. EcoHealth 3, 86-94.

DHI, 2005. The Impact of REACH on the Environment and Human Health. Report to DG Environment, ENV.C.3/SER/2004/0042r, revised final report September 2005. DHI Water & Environment, Hørsholm, Danmark.

ESO, 2000. Studiebidraget i det långa loppet. ESO, Stockholm.

Freeman, A. M., III, 2003. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Second Edition. Resources for the Future, Washington, DC.

Hellström, D., Baky, A., Bergström, R., Ek, M., Jonsson, L., Nordberg, Å., Olsson, L-E., 2007. Utvärdering av anaerob membranbioreaktor och omvänd osmos för utvinning av biogas och näringsämnen ur avloppsvatten från hushåll. Lokalt reningsverk för Hammarby Sjöstad, etapp 1, projektpublikation nr 41. R nr 6, Stockholm Vatten AB.

Jacobson, J. L., Janisse, J., Banerjee, M., Jester, J., Jacobson, S. W., Ager, J. W. 2002. A Benchmark Dose Analysis of Prenatal Exposure to Polychlorinated Biphenyls. Environmental Health Perspectives, vol 110, no 4, 393-398.

Jacobson, J L., Jacobson, S. W. 1996. Intellectual Impairment in Children Exposed to Polychlorinated Biphenyls in Utero. The New England Journal of Medicine, vol 335, no 11, 783-789.

Jansson, S-A, 2006. Health economic epidemiology of obstructive airway diseases: The obstructive lung disease in northern Sweden studies – thesis VII. Doktorsavhandling, Karolinska Institutet, Stockholm.

Kärrman, E., Malmqvist, P-A., Rydhagen, B., Svensson, G., 2007. Utvärdering av ReVAQ-projektet. Rapport 2007-02, Svenskt Vatten Utveckling, Stockholm.

Landrigan, P. J., Schechter, C., B., Lipton, J. M., Fahs, M. C., Schwartz, J., 2002. Environmental Pollutants and Disease in American Children: Estimates of Morbidity, Mortality, and Costs for Lead Poisoning, Asthma, Cancer, and Developmental Disabilities. Environmental Health Perspectives, vol 110, no 7, 721-728.

Lanphear, B. P., Dietrich, K., Auinger, P., Cox, C., 2000. Cognitive deficits associated with blood lead concentrations < 10 µg/dl in US children and adolescents. Public Health Reports 115, 521-529.

Livsmedelsverket, 2006. Studie av förstföderskor. Organiska miljögifter hos gravida och ammande, del 1 serumnivåer. Rapport 4 – 2006. Livsmedelsverket, Stockholm.

Lvovsky, K., 2001. Health and Environment. Environment Strategy Papers No. 1, World Bank, Washington, DC.

Länsstyrelsen i Stockholms län, 2005. Slam från avloppsreningsverk: mängder, kvalitet samt användning i Stockholms län under perioden 1981 till 2003. Rapport 2005:10, Länsstyrelsen i Stockholms län.

Murray, C., Lopez, A., 1996. The Global Burden of Disease. Harvard University Press, Cambridge, MA.

Miljökonsultgruppen i Stockholm, www.sanerapcb.nu 2007-10-03.

Naturvårdsverket, 2002a. Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp. Rapport 5214, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2002b. Samhällsekonomisk analys av system för återanvändning av fosfor ur avlopp. Rapport 5222, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket 2002c. Omhändertagande av PCB i byggnader. Redovisning av regeringsuppdrag M2002/1114/Kn. Naturvårdsverkets diarienummer 643-2429-02. Naturvårdsverket, Stockholm.

Nordiska Ministerrådet, 2004. Cost of late action – the case of PCB. Tema Nord 2004:556 ISBN 92-893-1078-2 ISSN 0908-6692. Köpenhamn.

Olsson, M., 2007. Ökar anställningsskyddet sjukfrånvaron? Ekonomisk Debatt 2007:2, s.31-41.

Pearce, D. W., Koundouri, P., 2003. The social cost of chemicals: the costs and benefits of future chemicals policy in the European Union. WWF, UK.

Pearce, D. W., Koundori, P., 2004. Regulatory assessment for chemicals: a rapid appraisal cost-benefit approach. *Environmental Science and Policy* 7, 435-449.

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

Pettersson-Lidbom P. och Skogman Thoursie P. 2006. Temporary disability insurance and labor supply: Evidence from a natural experiment. Working paper, Nationalekonomiska institutionen, Stockholms Universitet. <http://people.su.se/~pskog/pub/tdipaper.pdf> (hämtad 2007-10-12)

ReVAQ, 2007. ReVAQ-nytt nr 1, februari 2007, www.revaq.se.

Rex hus & miljökonsult, 2002. Spridning av PCB från fogmassor till angränsande material, sammanfattande beskrivning tagen från www.sanerapcb.nu 2007-10-03.

Salkever, D. S., 1995. Updated estimates of earning benefits from reduced exposure of children to environmental lead. *Environmental Research* 70, 1-6.

SCB, 2007a. Livslängden i Sverige 2001-2005. http://www.scb.se/templates/pressinfo_194220.asp

SCB, 2007b. Disponibel inkomst per län (NUTS-3) och invånare. http://www.scb.se/templates/tableOrChart_45116.asp

SCB, 2007c. Fakta om statistiken. <http://www.scb.se/statistik/HE/HE0108/Fakta%20om%20statistiken%202005.doc>

SCB, 2007d. Jordbruksstatistisk Årsbok 2007. Statistiska Centralbyrån, Stockholm.

Schwartz, J., Pitcher, H., Levin, R., Ostro, B., Nichols, A. L., 1985. Costs and Benefits of Reducing Lead in Gasoline: Final Regulatory Impact Analysis. EPA-230/05-85/006. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Socialstyrelsen, 2005. Miljöhälsorapport 2005. Socialstyrelsen, Stockholm.

SOU, 2000. Vad är hållbar utveckling? Bilaga 7 till Långtidsutredningen 1999/2000. Statens offentliga utredningar, SOU 2000:7. Finansdepartementet, Stockholm.

State of Washington, 2006. Total resident population by year by county, Washington, August 2006. Office of Financial Management, State of Washington. <http://www.ofm.wa.gov/pop/coseries/default.asp> (28 juni 2007).

Stockholm Vatten, 2006. Projektpublikation 28. Rent avlopp Hammarby Sjöstad. En studie om: avloppsvattnet från den miljöinriktade stadsdelen Hammarby Sjöstad och om information kan påverka hushållens bidrag av främmande ämnen till avloppet. Stockholm Vatten, Stockholm.

Stockholm Vatten, 2007. Miljörapport 2006. Stockholm Vatten, Stockholm.

Stockholms stad, 1992. Tillsynskampanj. Substitution av alkylfenoletoxylater. Miljöförvaltningen, Stockholm.

Stockholms stad, 2006a. Kadmium i Stockholm 2003. En substansflödesanalys. Miljöförvaltningen, Stockholm.

Stockholms stad, 2006b. Slutrapport projekt Miljöanpassad upphandling. Miljöförvaltningen, Stockholm.

Stockholms stad, 2006c. Guide till giftfria varor – uppköps- och inköpskrav för miljöanpassade varor. Version 1. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.

Stockholms stad, 2006d. Stockholms stads miljöredovisning 2005. Miljöförvaltningen, Stockholm.

Stockholms stad, 2007a. Avfallsblad 6: Bly. Miljöförvaltningen, Stockholms stad. <http://www.stockholm.se/upload/Fackforvaltningar/Milj%C3%B6f%C3%B6rvaltningen/Dokument/pdf/Avfallsblad/Blad6%20Bly.pdf> (27 juni 2007)

Stockholms stad, 2007b. Dags att sluta sälja blysänken. Kemikaliekampanj 2005. Miljöförvaltningen, Stockholm.

Söderqvist, T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. Samverkan för människa och natur: en introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur, Lund.

Tilson, H A., Jacobson, J L., Rogan, W J., 1990. Polychlorinated biphenyls and the developing nervous system: cross-species comparisons. Neurotoxicol Teratol, no. 12, 239.248.

WHO, 2004. Mortality and burden of disease estimates for WHO member states in 2002. World Health Organization, December 2004. <http://www.who.int/entity/healthinfo/statistics/bodgbdeathdalyestimates.xls> (18 juni 2007).

WHO, 2006. Core Health Indicators for Sweden from WHO Statistical Information System (WHOSIS). <http://www.who.int/whosis> (18 juni 2007).

— * —

E-post kontakt under september 2007 med Agneta Bergström och Daniel Hellström på Stockholm Vatten.

Hans Augustinsson, Hushållningssällskapet: telefonsamtal 2007-11-28.

Peter Hugmark, Stockholm Vatten: PM daterat 2007-11-08 via e-post från Cajsa Wahlberg 2007-11-19.

Cajsa Wahlberg, Stockholm Vatten: e-post 2007-11-19.

Om inte annat anges har befolkningssiffror hämtats från:
SCB, 2004. Statistisk Årsbok för Sverige 2005. Statistiska Centralbyrån, Stockholm.

Växelkurser har hämtats från statistik på Riksbankens hemsida www.riksbanken.se.

I0 Bilagor

Bilaga I: Detaljerade resultat från DD-regressionen i avsnitt 6.2.3

SUMMARY OUTPUT

<i>Regression Statistics</i>	
Multiple R	0.840446025
R Square	0.706349521
Adjusted R Square	0.675971886
Standard Error	0.196643287
Observations	33

<i>ANOVA</i>					
	<i>df</i>	<i>SS</i>	<i>MS</i>	<i>F</i>	<i>Significance F</i>
Regression	3	2.69739899	0.899133	23.2522876	7.20925E-08
Residual	29	1.121388889	0.0386686		
Total	32	3.818787879			

	<i>Coefficients</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t Stat</i>	<i>P-value</i>
Intercept	1.188888889	0.065547762	18.137749	2.2802E-17
Efter	-0.20138889	0.095551462	-2.1076484	0.0438234
Hdal	0.586111111	0.095551462	6.1339837	1.1036E-06
efter*Hdal	-0.28611111	0.137102982	-2.0868336	0.04580344



ISSN: 1653-9168