

# Prisdatabas för effektivare samhällsekonomiskt analysarbete

Rapport 2017



- Schablonvärden ger förutsättningar för bättre samhällsekonomiska analyser och bättre beslutsunderlag genom att möjliggöra jämförbarhet mellan olika studier, bättre underbyggda skattningar och besparing av utredningsresurser.
- Man måste använda schablonvärden med försiktighet. Underlaget är alltid mer eller mindre osäkert.
- En uppsättning samhällsekonomiska schablonvärden för vissa miljö- och hälsoeffekter finns nu fritt tillgängliga i en prisdatabas publicerad på Naturvårdsverkets hemsida. För andra miljö- och hälsoeffekter krävs ytterligare utredningsarbete för att schablonvärden ska kunna skattas.



# Myndighetens förord

*Samhällsekonomiska analyser är väletablerade inom nationalekonomisk forskning och som beslutsunderlag. De efterfrågas i allt högre omfattning av departement, politiska partier och andra, inte minst i miljömålssammanhang. Kvaliteten på de samhällsekonomiska analyserna har dock många gånger blivit kritiserad. En orsak är att det funnits brister i hur hälso- och miljöeffekter har blivit värderade i analyserna. Dessutom har en viss miljöeffekt värderats till olika pris i olika analyser, vilket försvårar jämförelser mellan olika policyåtgärder och effektiva beslut.*

*Syftet med detta projekt har varit att utveckla en prisdatabas med samhällsekonomiska schablonvärden för ett urval viktigare miljö- och hälsoeffekter. Prisdatabasen är gemensam för miljömålsmyndigheterna och öppen för alla användare. Den finns publicerad på Naturvårdsverkets hemsida ([www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas](http://www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas)). Avsikten är att prisdatabasen ska kunna uppdateras genom revidering och kompletteringar.*

*Denna rapport ger en kort teoribakgrund och beskriver metodik för att estimeras samhällsekonomiska schablonvärden. Den redovisar också miljömålsmyndigheternas efterfrågan på schablonvärden. Rapporten kan ses som en förklaring till prisdatabasen.*

*Arbetet har utförts av Jenny Wallström och Tore Söderqvist vid Anthesis Enveco AB i samarbete med Knut Per Hasund vid Jordbruksverket som också varit projektledare, samt Fennia Carlander vid Structor Miljöbyrå AB (delar av kapitel 3). Författarna svarar själva för rapportens innehåll. Det innebär att påståenden och slutsatser inte behöver överensstämma med Jordbruksverkets. En referensgrupp med representanter från Energimyndigheten, Kemikalieinspektionen, Naturvårdsverket och Trafikverket har bidragit med synpunkter på arbetet.*

*Projektet har finansierats av Strategiska miljömålsgruppen vid Naturvårdsverket.*

*Jönköping den 30 juni 2017*

*Knut Per Hasund  
Utredningsenheten*

## Författare

Tore Söderqvist, Anthesis Enveco AB  
Jenny Wallström, Anthesis Enveco AB  
Knut Per Hasund, Jordbruksverket  
Fennia Carlander, Structor Miljöbyrå Stockholm AB

Foto på omslaget  
Knut Per Hasund

# Sammanfattning

Många samhällsekonomiska analyser är bristfälliga eller otillräckliga. Ofta beror det på knappa tidsramar för analysarbetet och svårigheter att få fram relevant analysunderlag. En typ av underlag som har avgörande betydelse är vilka samhällsekonomiska priser som används i analyserna. Hur mycket är det till exempel värt för samhället att minska utsläppen av kväve med ett kg? Samhällsekonomisk analys innebär att utvärdera alla olika slags effekter som inträffar vid olika tidpunkter för alternativa styrmedel, åtgärder eller projekt. För att lyckas med detta måste effekterna kunna vägas mot varandra på någon form av värdeskala. Därför behövs samhällsekonomiska schablonvärden. Den här rapporten utgör en del i ett projekt som har tagit fram en prisdatabas med sådana schablonvärden för ett antal miljö- och hälsoeffekter.

Syftet med projektet har varit att (1) utveckla metod eller metoder för att få fram schablonvärden från värderingsstudier, riskanalyser och annat relevant underlag, (2) göra ett urval av miljö- och hälsoeffekter och prissätta dessa med samhällsekonomiska schablonvärden, och (3) ge förslag på samhällsekonomiska schablonvärden till en myndighetsgemensam prisdatabas. Projektet redovisas dels i föreliggande rapport, men även genom en excel-fil som utgör själva prisdatabasen och i en rapport (Söderqvist och Wallström, 2017) som innehåller detaljer om hur schablonvärdena i databasen beräknades. Dessa finns tillgängliga via Naturvårdsverkets hemsida: [www.naturvardsverket.se/miljoprisedatabas](http://www.naturvardsverket.se/miljoprisedatabas).

Den teoretiska utgångspunkten har varit att samhällsekonomiska schablonvärden för miljö- och hälsoeffekter bör vara baserade på skadestörelseansatsen. Det betyder att de bör vara baserade på hur samhället värderar dessa miljö- och hälsoeffekter, vilket bestäms av hur människors välbefinnande påverkas. En viktig anledning till detta är att med skadestörelseansatsen ger schablonvärden adekvat information för samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar genom kostnads-nyttanalyser (*cost-benefit analysis*, CBA). För att kunna sätta schablonvärden med utgångspunkt i skadestörelseansatsen krävs att det har gjorts en eller flera studier för att uppskatta skadestörelseansatsens storlek. Detta görs med hjälp av någon värderingsmetod. Det finns en rad sådana metoder tillgängliga för att samhällsekonomiskt värdera miljöförbättringar eller minskade skadestörelseansatsen monetärt. Att generalisera värderingsresultat från tillämpningar av sådana värderingsmetoder till schablonvärden är en form av värdeöverföring. I rapporten beskrivs i detalj ett antal metodmässiga frågor relaterade till att skapa schablonvärden.

Utifrån en enkät riktad till svenska miljömyndigheter gjordes en sammanställning och prioritering över vilka miljöeffekter som det finns störst efterfrågan på att ta fram schablonvärden för till prisdatabasen. Prioriteringen baserades bland annat på vilka ämnen eller effekter som kan antas medföra stora skadestörelseansatsen eller kan vara till nytta för fler än en myndighet.

Prisdatabasen innehåller nu samhällsekonomiska schablonvärden indelade efter vattenföroreningar, luftföroreningar, kemikalier och tungmetaller, buller, hälsa och olyckor, samt landskapsanknutna värden. Den sammanställer både befintliga schablonvärden, såsom Trafikverkets ASEK-värden, och schablonvärden som tagits fram i denna studie. Och för åter andra miljö- och hälsoeffekter krävs fortsatt arbete för att kunna ta fram schablonvärden.

# Summary

Socio-economic impact analyses are often incomplete. Reasons for this include tight time restrictions for the analytical work and difficulties to find relevant information for the analyses. One crucial type of information is the economic prices applied in the analyses. For example, what is the value to society of reducing nitrogen emissions with one kg? Socio-economic impact analysis is about assessing all impacts occurring at different points of time for alternative policy instruments, measures or projects. This requires a weighting procedure for all impacts, preferably with socially relevant prices. This suggests a need for default economic values. This report constitutes one part of a project that has resulted in a price database with such default values for a number of environmental effects and health effects.

The purposes of the project were to (1) develop a method or methods for calculating default values from valuation studies, risk analyses and other relevant information, (2) make a selection of environmental effects and health effects and put a price on them with default economic values, and (3) suggest default economic values to be included in a price database shared among Swedish agencies. This report is a part of the project output together with an Excel file containing the database and a document (Söderqvist and Wallström, 2017) reporting details about how the default values in the database were computed. Those are available for download from the Swedish EPA's website: [www.naturvardsverket.se/miljoprisedatabas](http://www.naturvardsverket.se/miljoprisedatabas).

The theoretical basis for the project was that default economic values for environmental effects and health effects should be based on welfare economics. This means that the default values should be based on how society values these effects, which is determined by how people's well-being is affected. This gives default values which are adequate to use in assessments of economic profitability through cost-benefit analysis. To compute default values requires one or several studies applying economic valuation methods. Generalizing the results of studies to default values is a type of value transfer. The report describes in detail a number of methodological issues related to the computation of default values.

A questionnaire was sent to Swedish governmental agencies with responsibility for the environmental goals, with the purpose of determining their need for socio-economic default values. The results of the questionnaire were compiled and used as the basis to prioritize which environmental and health effects are more urgent to receive a default value in the price database.

The Swedish database on socio-economic prices of environmental and health effects now has default values organized into water pollution, air pollution, chemicals and heavy metals, noise pollution, health and accidents and landscape related qualities. It presents already established default values, such as the ASEK-values of the Swedish Transport Administration and default values that have been computed in this study. Developing default values for other substances or effects requires additional work.



# Innehåll

|       |  |    |
|-------|--|----|
| 1     | Inledning.....   | 9  |
| 1.1   | En samhällsekonomisk prisdatabas kan ge bättre beslutsunderlag.....            | 9  |
| 1.1.1 | Fler och bättre analyser efterfrågas .....                                     | 9  |
| 1.1.2 | Bättre analyser och större jämförbarhet .....                                  | 10 |
| 1.2   | Syfte, metod och rapportering .....  | 11 |
| 1.3   | Rapporten bör läsas i relation till prisdatabasen.....                         | 12 |
| 2     | Metod för att skapa schablonvärden .....                                       | 13 |
| 2.1   | Skadekostnadsansatsen som utgångspunkt för schablonvärden .....                | 13 |
| 2.2   | Behovet av kunskap om effektkedjor .....                                       | 16 |
| 2.3   | Metoder för att skatta skadekostnader .....                                    | 20 |
| 2.4   | Att skapa schablonvärden genom värdeöverföring .....                           | 22 |
| 2.4.1 | Allmänt om värdeöverföringsmetoder .....                                       | 22 |
| 2.4.2 | Att skapa schablonvärden utifrån punktskattningar och intervall för dessa..... | 25 |
| 2.4.3 | Enhetliga fysiska enheter.....   | 26 |
| 2.4.4 | Enhetliga monetära enheter .....   | 27 |
| 2.4.5 | Avslutande aspekter .....  | 29 |
| 3     | Efterfrågan på schablonvärden .....  | 31 |
| 4     | Prioriterade ämnen och effekter att bilda schablonvärden för .....             | 35 |
|       | Referenser .....   | 37 |





# 1 Inledning

## 1.1 En samhällsekonomisk prisdatabas kan ge bättre beslutsunderlag

### 1.1.1 Fler och bättre analyser efterfrågas

Samhällsekonomiska analyser efterfrågas allt mer. Det gäller inte minst inom miljömålsarbetet. I bland annat regeringsuppdrag, utredningsdirektiv, konsekvensutredningar och remissvar begärs samhällsekonomiska analyser för att få bättre beslutsunderlag. Det kan handla om analys både inför miljöpolitiska beslut eller utvärdering av befintliga policyåtgärder, men också av projekt. Ibland används samhällsekonomiska analyser som underlag för domstolsbeslut, även om detta inte är lika vanligt som i t.ex. USA.

Många av de samhällsekonomiska analyser som görs är dock fortfarande bristfälliga eller otillräckliga. Ofta beror det på knappa tidsramar för analysarbetet och svårigheter att få fram relevant analysunderlag. En typ av underlag som har avgörande betydelse är vilka samhällsekonomiska priser som används i analyserna. Hur mycket är det till exempel värt för samhället att minska utsläppen av kväve med ett kg? Samhällsekonomisk analys innebär att utvärdera alla olika slags effekter som inträffar vid olika tidpunkter för alternativa styrmedel, åtgärder eller projekt. För att lyckas med detta måste effekterna kunna vägas mot varandra på någon form av värdeskala. Därför behövs samhällsekonomiska schablonvärden.



**Figur 1** Utsläpp av kväve leder bland annat till algbloomning och syrefattigt kustvatten. Genom ett samhällsekonomiskt schablonvärde kan sådana utsläpp få en prislapp. (Hökö, Södermanland). Foto: Knut Per Hasund

### 1.1.2 Bättre analyser och större jämförbarhet

En samhällsekonomisk prisdatabas är i princip en sammanställning över schablonvärden för ett antal effekter. I detta projekt handlar det om samhällsekonomiska värden av miljöeffekter. Dessa inkluderar både effekter på ekosystemen och miljörelaterade hälsoeffekter. Med samhällsekonomiskt schablonvärde menas det pris som i standardfallet är lämpligt att använda i samhällsekonomiska analyser.

En sådan databas kan ge flera fördelar. I ett långsiktigt arbete bör finnas bättre förutsättningar att få fram mer rättvisande skattningar av värdena än vad som är möjligt i en enskild analys med knappt om tid och andra resurser. I regel är det ett vitt spektrum av effekter som behöver värderas. Även prisintervallen för känslighetsanalys bör kunna sättas säkrare.

En klar fördel med gemensamma schablonvärden är att de skulle underlätta jämförbarheten mellan olika utredningars resultat. När skilda priser används för liknande effekter, eller när samma slags effekter beskrivs och värderas på skilda sätt i olika utredningar blir det svårare att avgöra om det som förefaller vara en bättre lösning verkligen är det, eller om skillnaden beror på att man använt olika värden. Det finns många exempel på att olika priser använts för samma slags effekt, även inom en och samma myndighet.

En ytterligare fördel med den samhällsekonomiska prisdatabasen är att den skulle bli arbetsbesparande. Att på varje myndighet och i varje utredning börja söka efter underlag för att sätta prisestimat för alla effekter är mycket arbetskrävande. Med lämplig utformning och ambitionsnivå kommer en myndighetsgemensam databas med schablonvärden att spara resurser. Schablonvärdena bör också kunna vara till hjälp för samhällsekonomiska analyser på regional eller kommunal nivå.

Samhällsekonomiska schablonvärden ska alltid tillämpas med försiktighet. Prisestimaten är utan undantag behäftade med större eller mindre osäkerhet. Eftersom resultaten i de samhällsekonomiska analyserna är påverkade av vilka priser som använts för att värdera effekterna måste dessa sättas med stor omsorg. Situationen i det enskilda fallet kan också avvika från den allmänna, vilket motiverar att man värderar effekterna annorlunda än enligt standardfallets schablonvärde. Att använda ett schablonvärde torde dock i regel vara bättre än att inte alls värdera en effekt i analysen, och med hjälp av känslighetsanalyser för ”sämsta rimligt möjliga” respektive ”bästa rimligt möjliga” utfall bör man kunna ringa in i vilket intervall den samhällsekonomiska lönsamheten finns och på så sätt få ett säkrare beslutsunderlag.

I slutändan skulle prisdatabasen kunna leda till att miljöeffekterna fick vederbörlig tyngd i politik och myndighetsutövning. Bättre samhällsekonomiska analyser bör kunna vinna ökad förståelse och ge mer tyngd åt ett sådant helhetsgrepp på den aktuella problematiken. Schablonvärdena ger förutsättningar för bättre beslut för miljö och annat som samhället efterfrågar.

## 1.2 Syfte, metod och rapportering

Syftet med projektet har varit att:

- Utveckla metod eller metoder för att få fram schablonvärden från värderingsstudier, riskanalyser och annat relevant underlag.
  - Metod: Utgångspunkten har här varit nationalekonomisk teori och praktik, särskilt välfärdsteori med tillämpning på miljöekonomi.
  - Rapportering: Allmänna metodfrågor tas upp kapitel 2 i föreliggande rapport.
- Göra ett urval av miljö- och hälsoeffekter och prissätta dessa med samhällsekonomiska schablonvärden.
  - Metod: Med hjälp av en enkät kartlades myndigheters behov av och önskemål på schablonvärden. Utifrån en diskussion av enkätens resultat gjordes sedan en bedömning av vilka ämnen eller miljöeffekter som borde prioriteras i framtagnandet av schablonvärden.
  - Rapportering: Enkätresultaten redovisas i kapitel 3 i föreliggande rapport. Prioriteringslistan redovisas i kapitel 4.
- Leverera förslag på samhällsekonomiska schablonvärden till en myndighetsgemensam prisdatabas.
  - Metod: Med prioriteringslistan i kapitel 4 som utgångspunkt beräknades förslag till schablonvärden med hjälp av de metodmässiga utgångspunkterna i kapitel 2.
  - Rapportering: Resultaten sammanfattas i kapitel 4 i föreliggande rapport. Hur förslagen på schablonvärden togs fram redovisas i en bakgrundsrapport av Söderqvist och Wallström (2017). Schablonvärdena finns vidare redovisade i en excel-fil, som tillsammans med bakgrundsrapporten finns tillgängliga via Naturvårdsverkets hemsida: [www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas](http://www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas).  
Informationen i excelfilen är sorterad i följande kolumner:
    - Vara, tjänst, miljöeffekt, ämne som schablonvärdet gäller för
    - Årtalet för vilket schablonvärdet är uträknat
    - Årtalet som den ursprungliga värderingsstudien gäller
    - Enhet för schablonvärdet (t.ex. kr/kg utsläpp av ett ämne)
    - Baspris (den punktskattning som har bedömts vara rimligast för schablonvärdet, givet den beräkningsmetod som har följts)
    - Lågpris (en bedömning av en lägre gräns för schablonvärdet, givet den beräkningsmetod som har följts. Lågpriset bestäms av osäkerheten i skattningen av baspriset, och kan t.ex. vara den lägre gränsen för ett konfidensintervall runt baspriset.)
    - Högpris (en bedömning av en högre gräns för schablonvärdet, givet den beräkningsmetod som har följts. Högpriset kan t.ex. vara den högre gränsen för ett konfidensintervall runt baspriset.)
    - Metodbeskrivning, utförlig. Här redovisas i vilket avsnitt i Söderqvist och Wallström (2017) som detaljerat beskriver hur beräkningen av hur just detta schablonvärde har utförts, med länk till respektive metodbeskrivning.

- Beräknat utifrån skadekostnadsansatsen. Här anges om schablonvärdet baserar sig på skadekostnadsansatsen (se kapitel 2 i föreliggande rapport) eller inte.
- Metod. Här beskrivs kort vilken metod som har använts för att beräkna schablonvärdet.
- Referenser
- Ursprung, kontakt. Den myndighet och i vissa fall person som estimerat schablonvärdet.
- Eventuella kommentarer

### 1.3 Rapporten bör läsas i relation till prisdatabasen

Den här rapporten är skriven för att användare av prisdatabasen ska få hjälp att tolka de schablonvärden som har tagits fram men även för att ge en allmän förståelse av hur schablonvärden kan skattas. En sådan förståelse hjälper användaren att bedöma styrkor och svagheter med schablonvärden, vilket är viktigt för en rimlig tillämpning av schablonvärdena. Rapportens kapitel 2 bör även vara av intresse för alla som vill ha en förståelse för hur ekonomiska värderingar av miljö- och hälsoeffekter kan tas fram för att användas i samhällsekonomiska analyser.

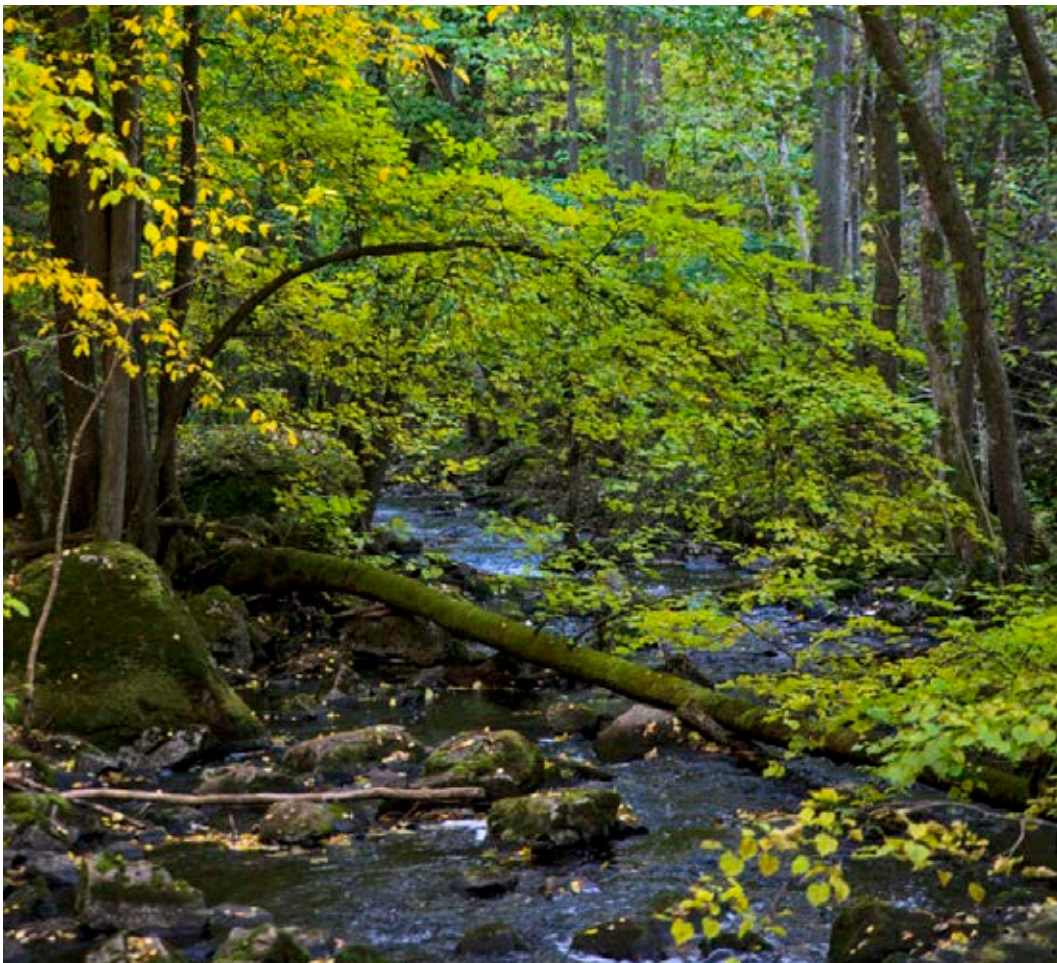
Rapporten bör läsas i relation till själva prisdatabasen och den bakgrundsrapport (Söderqvist och Wallström, 2017), som i detalj beskriver beräkningen av de schablonvärden som ingår i prisdatabasen. Både prisdatabasen och bakgrundsrapporten finns tillgängliga via Naturvårdsverkets hemsida: [www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas](http://www.naturvardsverket.se/miljoprisdatabas).

Återstoden av rapporten består av tre kapitel. Kapitel 2 handlar om metoder för att skapa schablonvärden. Kapitlet förklarar vilken teoretisk utgångspunkt som är lämplig för schablonvärden. Det går också igenom behovet av kunskap om effektkedjor och beskriver empiriska metoder för att värdera miljö- och hälsoeffekter. Ett särskilt avsnitt handlar om generalisering av värderingsresultat rörande miljö- och hälsoeffekter genom värdeöverföring, eftersom det i princip är tillvägagångssättet för att skapa schablonvärden. Kapitel 3 redovisar resultat från en enkät till myndigheter om deras efterfrågan på schablonvärden. Rapportens avslutande kapitel 4 handlar om vilken prioritering som gjordes utifrån enkätresultaten och sammanfattar vilka schablonvärden som har tagits fram och som nu ingår i prisdatabasen.

## 2 Metod för att skapa schablonvärden

### 2.1 Skadekostnadsansatsen som utgångspunkt för schablonvärden

Vår utgångspunkt är att samhällsekonomiska schablonvärden för miljö- och hälsoeffekter bör vara baserade på skadekostnadsansatsen. Det betyder att de bör vara baserade på hur samhället värderar dessa miljö- och hälsoeffekter, vilket bestäms av hur människors sammantagna välfärd påverkas, där den sammantagna välfärdsförändringen består av förändringarna i nytta (välbefinnande) för alla påverkade individer. En viktig anledning till detta är att med skadekostnadsansatsen ger schablonvärden adekvat information för samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar genom kostnads-nyttoanalys (cost-benefit analysis, CBA). Ansatsen kan även kallas för nyttoansatsen eller betalningsviljeansatsen, eftersom människors betalningsvilja för att erhålla en viss miljö- eller hälsoförbättring (eller slippa en viss miljö- eller hälsoförsämring) är ett välfärdsteoretiskt förankrat mått på deras nyttoförändring, se t.ex. Freeman *et al.* (2014), Johansson och Kriström (2016).



**Figur 2** Att vistas ute i naturen och naturens alla andra ekosystemtjänster påverkar människors sammantagna välfärd (/nytta) och har därmed samhällsekonomisk betydelse. Människors betalningsvilja är ett mått på hur förändringar i välfärden värderas samhällsekonomiskt. (Röttleravinen, Småland). Foto: Knut Per Hasund

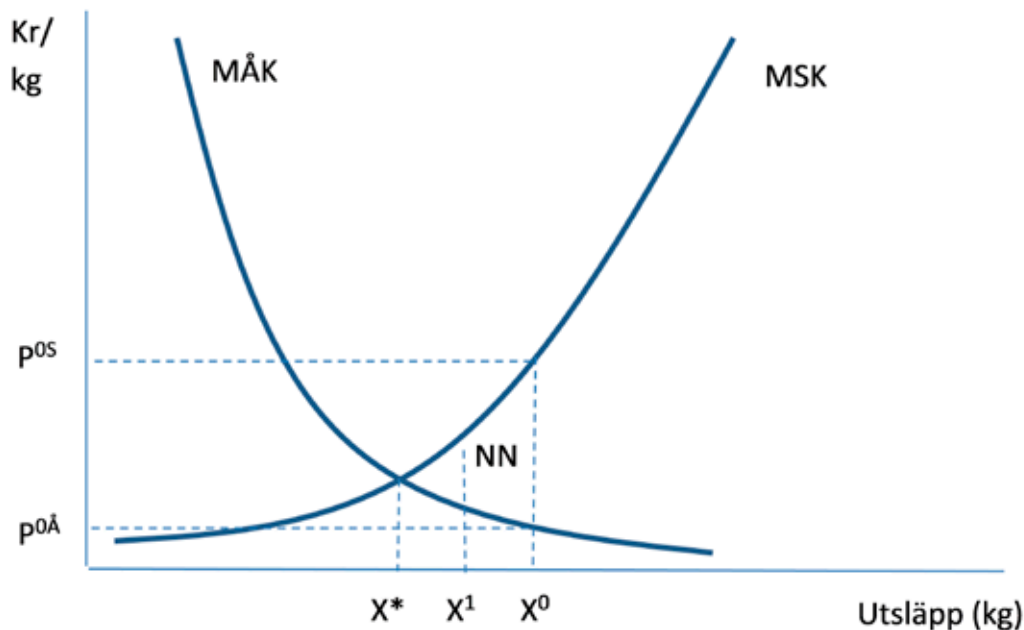
Allmänt är en aktivitet (t.ex. en åtgärd eller ett projekt) samhällsekonomiskt lönsam så länge den totala nyttan av projektet överstiger den totala åtgärds-kostnaden. Figur 3 visar det här på ett principiellt sätt. Längs figurens horisontella axel (x-axeln) anges mängden utsläpp av en förorening som orsakar oönskade miljö- och hälsoeffekter. De ekonomiska konsekvenserna av föroreningen mäts genom det ekonomiska värdet av den skada som uppstår i form av miljö- och hälsoeffekter. Detta illustreras i Figur 3 av den marginella skadekostnadskurvan (MSK). Den marginella skadekostnaden är ökningen av totala skadekostnader vid en liten ökning av utsläppen. Det här innebär att nyttan av att minska utsläppen av föroreningar är lika med de skadekostnader som undviks om utsläppen minskar, exempelvis att färre människor drabbas av sjukdom. På så sätt ger alltså information om skadekostnader även information om nyttor. Hur skadekostnaderna kan mätas genom olika värderingsmetoder återkommer vi till i avsnitt 2.3.

Det är vanligt att anta att den marginella skadekostnaden blir allt större ju högre utsläppen blir, vilket förklarar att MSK-kurvan stiger och dess lutning blir brantare när vi rör oss från vänster till höger längs den horisontella axeln i figuren. På motsvarande sätt är det vanligen så att marginalnyttan av minskade utsläpp blir mindre och mindre ju lägre utsläppen blir.

För att minska utsläppen behövs projekt eller åtgärder av olika slag. Att genomföra åtgärder kräver resurser. Detta illustreras av den andra kurvan i Figur 3, som visar de marginella åtgärds-kostnaderna (MÅK). Den marginella åtgärds-kostnaden är ökningen av totala åtgärds-kostnader av att minska utsläppen med en (liten) enhet. Sådana åtgärder blir oftast dyrare och dyrare ju mer man minskar utsläppen. Det innebär att MÅK-kurvans lutning stiger och blir allt brantare när vi rör oss från höger till vänster längs den horisontella axeln, x-axeln.

Antag nu att utgångsläget beträffande utsläppen beskrivs av punkten  $X^0$ . En åtgärd som skulle leda till att utsläppen minskar till  $X^1$  kg skulle vara samhällsekonomisk lönsam att vidta, eftersom nyttan i form av minskade skadekostnader är större än ökningen i åtgärds-kostnader. Storleken på nettonyttan, dvs. nyttan minus kostnader, illustreras av ytan NN mellan MSK-kurvan och MÅK-kurvan. Ur samhällsekonomisk synvinkel skulle det vara allra bäst att vidta åtgärder som minskar utsläppen till  $X^*$  kg, eftersom nettonyttan är maximalt stor i denna punkt.

Figur 3 kan också användas för att visa den lämpliga nivån för ett schablonvärde för en marginell förändring av utsläppen, dvs. den relativt lilla ökning eller minskning av utsläppen som kan förknippas med en enskild åtgärd eller ett enskilt projekt. Om de totala utsläppen i utgångsläget uppgår till  $X^0$  kg visar MSK-kurvan att  $P^{0S}$  kr/kg är ett lämpligt schablonvärde för en marginell ökning eller minskning av utsläppen.



**Figur 3** Marginella skadekostnader (MSK) till följd av utsläpp av en förorening, och marginella åtgärdskostnader (MÅK) för att minska utsläppen.

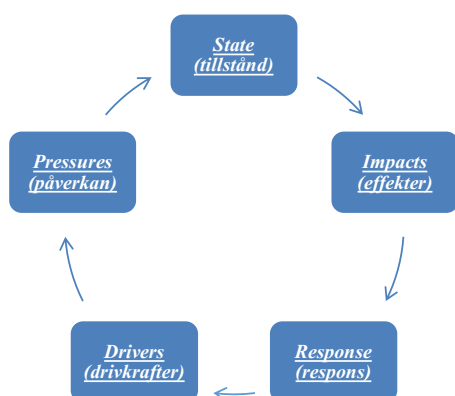
Figur 3 illustrerar också varför åtgärdskostnader ur ett CBA-perspektiv i allmänhet är olämpliga att använda som ett värde på den ekonomiska skadan av att öka utsläpp eller på nyttan av att minska utsläpp. Dels finns utifrån ett CBA-perspektiv en principiell skillnad mellan skadekostnader och åtgärdskostnader, och dels kan det empiriskt finnas stora skillnader mellan dessa två typer av kostnader. Det innebär att åtgärdskostnader generellt inte bör användas som en approximation av skadekostnader. De två typerna av kostnader kan enbart i specialfall förväntas vara lika stora. Antag exempelvis att schablonvärdet för en marginell förändring av utsläppen vid utsläppsnivån  $X^0$  skulle sättas med hjälp av MÅK-kurvan till  $P^{0A}$  kr/kg. Detta schablonvärde skulle vara en underskattning av förändringen i skadekostnader. Endast vid utsläppsnivån  $X^*$  kg uppstår specialfallet där den marginella skadekostnaden är lika stor som den marginella åtgärdskostnaden. Kostnaderna för att minska utsläppen säger ju i sig ingenting om hur mycket det kan vara värt netto att minska utsläppen.

Samma problem uppstår när åtgärdskostnaden har beräknats som kostnaden för att nå ett visst politiskt mål att minska utsläppen av en förorening till en bestämd nivå när det politiska målet inte är samhällsekonomiskt motiverat (dvs. inte satt till  $X^*$  i Figur 3). Åtgärdskostnaden kan också baseras på s.k. skuggpriser, varav skatter eller priset i ett utsläppshandelssystem är ett par exempel, som är satta för att nå målen på ett kostnadseffektivt sätt. Skuggpriset är den marginalkostnad för reducerande åtgärder som leder till att de fastlagda målen nås, och skiljer sig därför i regel från den verkliga skadekostnaden. Att använda sig av åtgärdskostnader som grund för schablonvärden är därför ett alternativ som bör användas endast i andra hand. I detta projekts arbete att ta fram förslag till schablonvärden kommer vi därför att särskilt uppmärksamma om schablonvärdena har tagits fram genom att följa skadekostnadsansatsen, eller om någon annan ansats har följts, t.ex. genom att utgå från åtgärdskostnaden för att uppnå ett politiskt mål.

## 2.2 Behovet av kunskap om effektkedjor

Att använda skadestansansatsen ställer vanligen stora krav på kunskap om sambandet mellan utsläpp och skadestans, dvs. det samband som illustreras av MSK-kurvan i Figur 3. Det gäller åtminstone om skadestanserna ska uttryckas i per enhet utsläpp av den förorening som orsakar den slutliga miljö- eller hälso-skadan. I policysammanhang finns ofta detta behov, eftersom det är vanligt att åtgärder handlar om att minska utsläpp av de ämnen som i slutänden orsakar skadestans. Det är ju kostnaden för dessa åtgärder som ska vägas mot nyttan av minskade skadestans i en CBA.

Det här kan allmänt relateras till den ofta använda DPSIR-modellen för att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön, se Figur 4. Olika aktiviteter i samhället utgör drivkrafter (Drivers) som leder till påverkan (Pressures) på miljön i form av exempelvis olika utsläpp. Utsläppen påverkar i sin tur miljötillståndet (State), som leder till olika effekter (Impacts), däribland skadestans. Som en respons på detta kan samhället vidta åtgärder (Responses), som förändrar drivkrafterna så att utsläppen minskar (eller de positiva effekterna förstärks). För att veta hur förändrade utsläpp påverkar skadestanserna krävs alltså kunskap om orsakssambandet  $P \rightarrow S \rightarrow I$ .



Figur 4 DPSIR-modellen för att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön.

Så kallade effektkedjemodeller används för att beskriva sådana samband i mer detalj. Dessa beskriver en rad kausala samband i följande kedja: **Utsläpp** av förorenande ämne

→ **Exponering** på människor och miljön → **Respons**<sup>1</sup> i form av hälso- och miljöeffekter → Ekonomisk **värdering** av hälso- och miljöeffekter genom de skadestans som effekterna resulterar i.

Kedjan kan exemplifieras med hälsoeffekter till följd av luftföroreningar från olika källor. Genom modellering av hur utsläppen sprider sig kan det bedömas hur många människor som exponeras för hälsorelevanta luftföroreningskomponenter. Skattningar av exponering–respons (ER)-funktioner gör det sedan möjligt att utifrån exponeringen dra slutsatser om olika typer av hälsoeffekter bland de exponerade människorna.

<sup>1</sup> Observera att här används "respons" i en annan betydelse än i Figur 4. DPSIR-modellen för att beskriva orsakssamband i samspelet mellan samhället och miljön. Begreppen "exponering-respons-funktioner" eller "dos-responsfunktioner" används ofta i effektkedjemodeller.



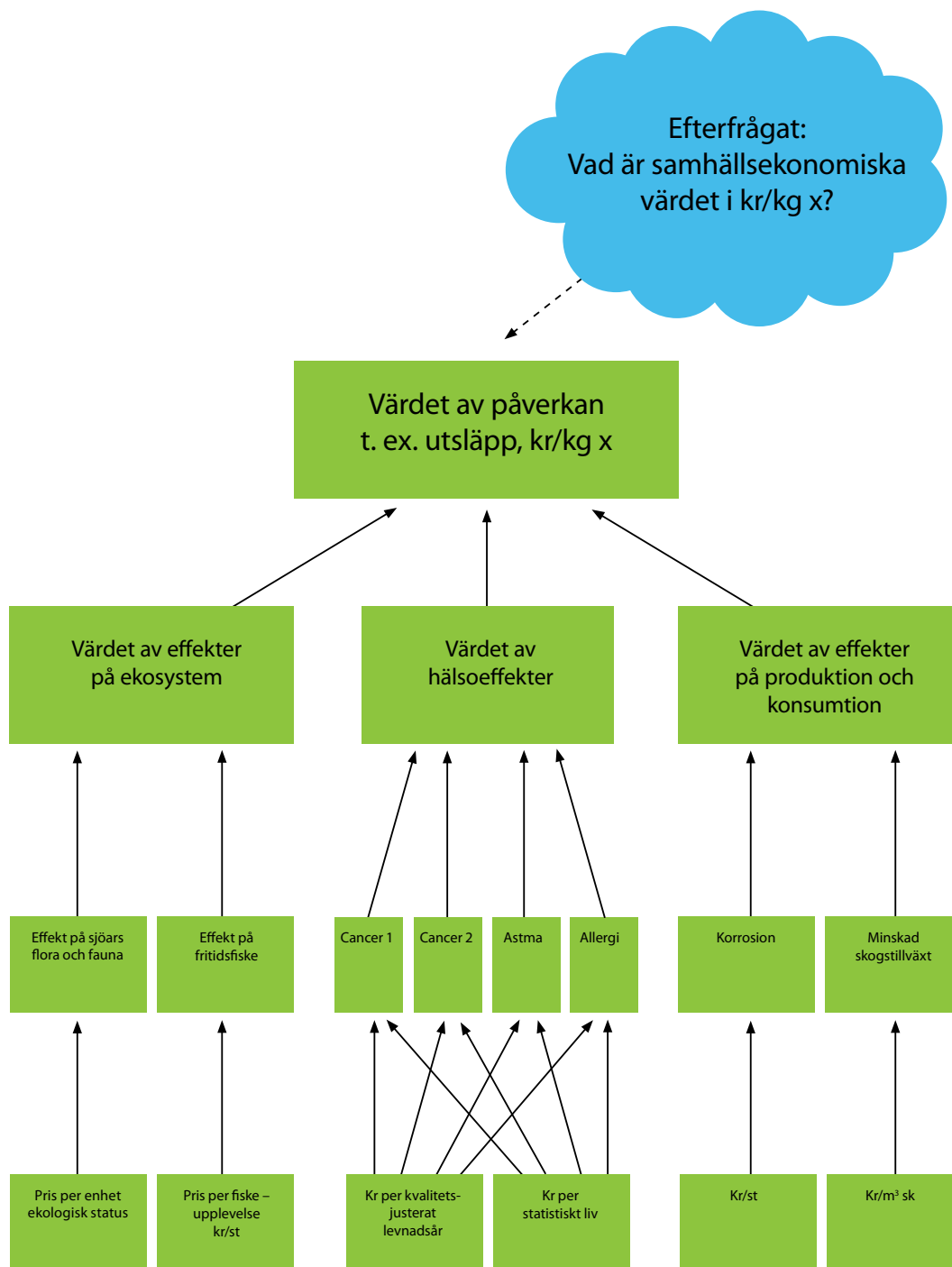
Hälsoeffekter i form t.ex. ökad mortalitet medför i sin tur en skadekostnad. Genom att koppla ihop denna skadekostnad med det utsläpp som från början ger upphov till skadorna kan slutligen skadekostnaden uttryckas per kg utsläpp.

Hur hopkopplingen sker har betydelse för tolkningen av skadekostnaden per kg utsläpp. Om kopplingen mellan skadekostnader och utsläpp görs för en mycket stor mängd utsläpp, t.ex. den totala mängden utsläpp, kommer skadekostnaden per kg utsläpp att vara en genomsnittlig skadekostnad. Denna är inte nödvändigtvis en bra skattning på den marginella skadekostnaden, dvs. hur mycket skadekostnaden förändras vid en liten ökning eller minskning av utsläppen. Om däremot hopkopplingen mellan skadekostnader och utsläpp görs för en liten förändring av utsläppen givet den totala utsläppsnivån i nuläget erhålls den marginella skadekostnaden direkt, vilket är det önskvärda schablonvärdet givet den totala utsläppsnivån i nuläget, jfr  $P^{0S}$  i Figur 3.

I vissa policysammanhang finns en mycket mer direkt koppling mellan den åtgärd som ska utvärderas med CBA och den minskade skadekostnad eller nytta som åtgärden innebär. Då blir effektkedjan mycket kortare och behovet av att kartlägga samband minskar i motsvarande grad. Exempel på åtgärder som på så sätt har en kort effektkedja kan vara utsättning av fisk i en damm som ger nytta i form av ökad fiskfångst per fisketimme i dammen, byggande av spårväg som ger nytta i form av tidsbesparing per km spårväg. Men ofta finns behov av att ha kunskap om en relativt lång effektkedja eller långa effektkedjor.

Effektkedjorna ger i praktiken ofta upphov till en beslutssituation beträffande hur ett schablonvärde kan skattas. I vissa fall kan det föreligga en värdering av skadekostnader som är gjord så att den täcker in samtliga skadekostnader till följd av en viss påverkan, exempelvis utsläpp av ett visst ämne. Kanske har det gjorts en värderingsstudie med en scenariometod (se vidare kapitel 2.3) som skattar människors samlade betalningsvilja för att minska de skadliga effekter som utsläppet leder till. Dessa effekter kan bestå av en stor mängd deffekter, t.ex. på hälsa och en rad olika ekosystemtjänster, men tack vare värderingsstudien har skadekostnaden till följd av dessa effekter värderats på ett samlat sätt. Med kunskap om effektkedjan kan denna skadekostnad sedan länkas tillbaka till utsläppen, så att ett schablonvärde per kg utsläpp kan beräknas.

Denna bekväma situation med en samlad värdering av skadekostnaden är eftersträvansvärd, men en samlad värdering finns inte alltid tillgänglig. Det bör då tas ett beslut om en samlad värdering bör genomföras med hjälp av en ny värderingsstudie eller genom värdeöverföring (se vidare avsnitt 2.4) eller om en mer styckvis värdering ska tillämpas. I fallet med en styckvis värdering identifieras skadekostnaderna för varje enskild deffekt och sedan läggs dessa ihop för att få en samlad värdering av skadekostnaderna. Att addera skadekostnader på det sättet måste göras med varsamhet för att undvika dubbelräkning och är i allmänhet endast giltiga för marginella förändringar (Johansson och Kriström, 2016, avsnitt 6.6). Vid en sådan styckvis ansats kan det finnas ett behov av schablonvärden för varje deffekt, t.ex. ett schablonvärde för värdet av ett statistiskt liv (VSL) för effekter på mortalitetsrisker, ett schablonvärde för förändrade fiskfångster för effekter på fiskbestånd, ett schablonvärde för minskade översvänningsrisker för effekter på vattenflöden, osv. Den samlade värderingen kan sedan länkas tillbaka till utsläppen, så att ett schablonvärde per kg utsläpp kan beräknas, jfr Figur 5.



**Figur 5** Härlett pris via effektkedjor. Principskiss. Se vidare textboxen på nästa sida.

*Källa: Knut Per Hasund, Jordbruksverket*

Se figur 5.

### **Härlett pris via effektkedjor**

Ofta saknas ett användbart, samhällsekonomiskt pris på någon miljöeffekt man vill värdera i sina analyser. Man kan då behöva härleda ett prisestimat via effektkedjor, eftersom det är angeläget att få med alla viktigare effekter för att kunna utvärdera policyalternativ.

Det efterfrågade priset på den primäreffekt som man vill värdera (t.ex. av ett visst förorenande utsläpp X i kronor per kg X; se Figur 5 ovan) kan i princip härledas från priser på senare led i en effektkedja om sådana finns och sambanden mellan primäreffekten och dessa är kända. Om exempelvis ett visst utsläpp ger endast en effekt, minskad mängd virke, och om både effekten av X på virkestillväxten och priset per kubikmeter virke är kända, så kan värdet i kronor per kg X härledas från detta.

I verkligheten ger utsläpp och annan påverkan många slags effekter. Ett visst utsläpp kan påverka såväl ekosystemen som människors hälsa och produktionen och konsumtionen av varor på flera sätt. Dessa effekter kan i sin tur påverka nyttor som det finns prisestimat på, som t.ex. människors livslängd, livskvalitet, fritidsfiske, m.m.

Ansatsen är således att man ska addera ihop alla effekters värden, och att man – då direkta värdeestimat saknas – får gå via orsakskedjor tillbaka till nivåer för vilka det finns samhällsekonomiska priser. Det är vanligtvis en grannliga uppgift. I praktiken kan det finnas estimat som täcker flera boxar eller överlappar varandra. Orsakssambanden mellan den primäreffekt man vill värdera och senare led i effektkedjan är behäftade med mindre eller större osäkerhet. Detta är praktiska problem som inte förändrar principen.

När man härleder ett värde på en viss miljöpåverkan via effektkedjor är det viktigt att man använder data som är kompatibla, är noggrann med att undvika dubbelräkning och att täcka in alla viktigare slags effekter, har priser som är samhällsekonomiskt relevanta, osv.

## 2.3 Metoder för att skatta skadekostnader

För att kunna sätta schablonvärden med utgångspunkt i skadekostnadsansatsen krävs att det har gjorts en eller flera studier för att uppskatta skadekostnadernas storlek. Detta görs med hjälp av olika värderingsmetoder. Det finns en rad sådana metoder tillgängliga för att samhällsekonomiskt värdera miljöförbättringar eller minskade skadekostnader monetärt. Tabell 1 ger en indelning av metoder som utgår från TEEB (2010, kapitel 5). Nedan presenteras sedan var och en av metoderna kortfattat. För allmänna presentationer av ekonomiska miljövärderingsmetoder, se t.ex. Brännlund och Kriström (2012), Freeman *et al.* (2014), Hanley och Barbier (2009), Kinell och Söderqvist (2011) och Söderqvist *et al.* (2004).

**Tabell 1** Sammanställning av olika monetära värderingsmetoder som finns tillgängliga för ekonomisk värdering av miljöförändringar.

| Värderingsansats   | Värderingsmetod                                     | Bokstavskod |
|--|---|-------------|
| <b>Värderingsmetoder baserade på primärdata</b>                        |   |             |
| Värdering baserad på faktiska marknader                                | Marknadspris  | A           |
| Produktionsbaserad värdering   | Produktionsfunktionsmetoden                         | B           |
| Värdering baserad på marknadsdatametoder (revealed preference methods) | Resekostnadsmetoden                                 | C           |
|  | Fastighetsvärdeometoden och andra hedoniska metoder | D           |
| Värdering baserad på scenariometoder (stated preference methods)       | Individbaserade och gruppbaserade scenariometoder   | E           |
| Värdering baserad på humankapitalansatsen                              | Humankapitalmetoden                                 | F           |
| Värdering baserad på experiment  | Experimentella metoder                              | G           |
| <b>Värderingsmetoder baserade på sekundärdata</b>                      |   |             |
| Värdering baserad på värdeöverföring                                   | Värdeöverföring via punktskattningar                | H           |
| Värdering baserad på värdeöverföring                                   | Funktionsöverföring av värden                       | I           |

### A. Marknadspriser

I vissa fall kan nyttigheter från miljön vara prissatta. Detta kan t.ex. gälla livsmedel som bär och fisk. En ökning eller minskning av tillhandahållen kvantitet kan då värderas monetärt som förändringen i kvantitet multiplicerat med marknadspriset, givet att förändringen inte är så stor att den påverkar marknadspriset. För ett samhällsekonomiskt schablonvärde kan marknadspriset behöva korrigeras för skatter och liknande som påverkar det pris som producenter och konsumenter möter, men som inte uttrycker samhällsekonomiska kostnader.

## **B. Produktionsfunktionsmetoden**

Att ekosystemtjänster är en produktionsfaktor betyder att de används för produktionen av någon marknadsvara. Exempelvis är färskvatten en central insatsvara i produktionen inom olika industriella näringar, t.ex. produktion av livsmedel, pappersmassa och kemikalier. För jordbruket är färskvatten helt avgörande för produktionen. Produktionsfunktionsmetoden går ut på att ta reda på vilken roll vattnet spelar för produktionen och därigenom kunna bestämma hur producenternas vinster skulle påverkas av förändrad tillgång.

## **C. Resekostnadsmetoden**

Med resekostnadsmetoden går det att värdera de rekreativsmöjligheter som naturen erbjuder. Betalningsviljan för att besöka ett rekreativsområde kan skattas om det finns tillräckligt mycket data om hur mycket pengar och tid som folk lägger ned på att ta sig till området. Att studera rekreativsvärdet av ett visst område, exempelvis en nationalpark, var den ursprungliga användningen av resekostnadsmetoden. Mer moderna tillämpningar av metoden går ut på att undersöka hur olika egenskaper hos ett rekreativsområde påverkar efterfrågan på rekreation.

## **D. Fastighetsvärdeometoden och andra hedoniska metoder**

Miljö- och hälsofaktorer kan påverka priset på fastigheter. Ifall data finns tillgängliga om husens pris, egenskaper och omgivning, inklusive den miljö- eller hälsofaktor man är intresserad av att värdera, kan ett indirekt marknadspris på miljö- eller hälsofaktor skattas med hjälp av fastighetsvärdeometoden. I allmänhet krävs ett stort datamaterial som i detalj beskriver fastigheternas olika egenskaper. De här egenskaperna måste därtill vara kända för säljare och köpare för att de ska kunna ge utslag på fastighetsmarknaden. Fastighetsvärdeometoden är ett exempel på s.k. hedoniska värderingsmetoder, som just syftar till att skatta ett indirekt marknadspris på miljö- eller hälsofaktorer utifrån marknadsdata. Ett annat exempel är att använda data från arbetsmarknaden för att skatta vilket lönetillägg som kompenserar för olika riskfaktorer i olika yrken.

## **E. Scenariometoder**

Scenariometoder går ut på att med hjälp av intervjuer eller enkäter beskriva ett scenario i form av en miljöförändring för ett (vanligen) slumpmässigt urval personer. Sedan ställs i typfallet frågor om personernas betalningsvilja för ett förverkligande av förändringen. Ibland tillfrågas personer i stället om sina kompensationskrav. Man kan säga att metoderna går ut på att skapa en hypotetisk marknadssituation. De vanligaste scenariometoderna är scenariovärderingsmetoden (contingent valuation) och choice experiments.

En viktig poäng med scenariometoder är att de gör det möjligt att få information om värderingar också hos människor som åtminstone inte för tillfället använder sig av det som ska värderas. Om förekomsten av en ovanlig art skulle värderas med hjälp av resekostnadsmetoden baseras värderingen enbart på besökarna till området, men det kan mycket väl tänkas att även icke-besökare bryr sig om arten. Människor kan värdesätta blotta existensen av en god miljö (så kallade existensvärden) även om de aldrig själva har tänkt sig att komma i närkontakt med den. Med scenariometoder är det möjligt att skatta det totala värdet av en miljönytta, även existensvärden som tillskrivs arter m.m. av användare och icke-användare.

## **F. Humankapitalmetoden**

Denna metod grundar sig bl.a. på antagandena att en individs värde är vad han eller hon producerar och att löner ger information om produktivitet. Metoden ger en grund för att använda data om minskat produktionsbortfall för att värdera en förbättrad hälsa. Till detta läggs vanligen beräkningar av minskade vårdkostnader till följd av färre sjukdomsfall. Metoden är lätt att kritisera eftersom den kan ge resultat som inte är försvarbara, t.ex. att individer som inte längre deltar i produktionen (pensionärer) inte bidrar till värderingen av minskat produktionsbortfall. Metoden kan dock indikera en undre gräns för nyttan av förbättrad hälsa.

## **G Experimentella metoder**

Inom experimentell ekonomi görs skattningar av hur människor värderar miljö genom kontrollerade övningar där försökspersoner får göra val för att på så sätt uttrycka sina värderingar.

## **H, I. Värdeöverföring**

Värdeöverföring (value transfer, benefits transfer) är ingen specifik värderingsmetod, utan syftar på metoder att generalisera resultat från värderingsmetoder från ett sammanhang till ett annat. En typ av sådan generalisering är att beräkna schablonvärden utifrån vanligtvis flera olika tillämpningar av värderingsmetoder. Därför ägnas nästa avsnitt åt en närmare presentation av olika värdeöverföringsmetoder.

## **2.4 Att skapa schablonvärden genom värdeöverföring**

### **2.4.1 Allmänt om värdeöverföringsmetoder**

Det är önskvärt att ett schablonvärde är ett så allmängiltigt värde på miljö- och hälsoeffekter som möjligt, så att det kan användas för utvärdering av alla möjliga policysituationer där man med hjälp av CBA vill väga kostnader för miljö- och hälsoförbättrande åtgärder mot nyttan av åtgärderna. Att skapa ett schablonvärde handlar därmed om att göra en slags värdeöverföring, där resultat från tillämpningar av värderingsmetoder generaliseras från de specifika tillämpningarna till att vara allmängiltiga. Syftet är därmed att kunna gå från en viss skattning av ett ekonomiskt värde, säg medelbetalningsviljan  $WTP_S$ , till en mer allmängiltig skattning, säg medelbetalningsviljan  $WTP_P$ . Subindexen S och P används ofta i värdeöverföringssammanhang, där S står för studieområdet, för vilket en enskild värderingsstudie har skattat betalningsviljan för en miljöförändring (t.ex. i en viss del av Sverige), och P står för policyområdet, dvs. det område eller bredare sammanhang till vilket man vill generalisera skattningen från den enskilda värderingsstudien (t.ex. till en godtycklig del av Sverige eller hela Sverige).

Värdeöverföringsmetoder brukar delas in i två huvudtyper med varianter:

- 1) Överföring av punktskattningar
  - 1a) Överföring av en enskild punktskattning
  - 1b) Överföring av genomsnitt av punktskattningar

## 2) Funktionsöverföring

- 2a) Funktionsöverföring baserad på enskild värderingsstudie
- 2b) Funktionsöverföring baserad på metaanalys
- 2c) Strukturell funktionsöverföring, m.fl.

Vart och ett av dessa sätt att göra en värdeöverföring förklaras kortfattat nedan. För mer detaljer, se t.ex. Rosenberger och Loomis (2003), Johnston *et al.* (2015) och Kriström och Bonta Bergman (2014).



**Figur 6** Värdeöverföring handlar om möjligheten att generalisera värden från ett sammanhang till ett mer allmänt värde som kan tillämpas för liknande sammanhang. Om värdet av att bevara denna vik och ö skulle ha undersökts, går detta värde att överföra till andra vikar och öar i samma eller andra skärgårdar? I så fall är en värdeöverföring möjlig och värdet kan fundera som ett schablonvärde. (Stora Alskär, Stockholms skärgård). Foto: Knut Per Hasund.

## Överföring av punktskattningar

För överföring av punktskattningar antas i princip att  $P=S$ , men att enstaka justeringar av  $WTP_s$  kan vara nödvändiga för att generaliseringen till  $WTP_p$  ska vara giltig. Den allra vanligaste typen av justering är troligen att justera för eventuella skillnader i inkomst, så att

$$WTP_p = WTP_s(y_p/y_s)^\epsilon,$$

där  $y_p$  och  $y_s$  är medelinkomstnivån i policyområdet respektive studieområdet och  $\epsilon$  är betalningsviljans inkomstelastitet. Detta återspeglar ett fall där  $WTP_p$  räknas fram baserat på en enskild värderingsstudie, som tillhandahåller skattningen av  $WTP_s$  (värdeöverföringsmetod 1a).  $WTP_s$  skulle emellertid också kunna vara ett genomsnitt

av skattningar av medelbetalningsviljan från fler än en värderingsstudie som har tillämpats på en likartad miljöförändring (dvs. värdeöverföringsmetod 1b). I detta fall kan ys likaledes vara ett genomsnitt av medelinkomstnivån för de olika värderingsstudierna. Det kan också vara rimligt att ta hänsyn till den troliga variationen mellan värderingsstudiernas resultat genom att presentera ett intervall för  $WTP_P$ .

I princip kan överföring av punktskattningar med hjälp av metod 1a eller 1b förväntas vara ett vanligt sätt att skapa schablonvärden. Det har vidare varit huvudmetoden för de schablonvärden som har beräknats i Söderqvist och Wallström (2017). Dessa metoder är därför vår utgångspunkt när vi i avsnitt 2.4.2, 2.4.3 och 2.4.4 fördjupar oss i metodfrågor om hur schablonvärden i praktiken kan beräknas.

Att göra värdeöverföring med punktskattningar inklusive enstaka justeringar, t.ex. för inkomst, har dock uppenbara svagheter. Det kan ju tänkas att den värderade miljöförändringen inte är likartad mellan S och P, och preferenserna kan också skilja sig mellan S och P, etc. Det går visserligen att tänka sig en rad olika enstaka justeringar för sådana skillnader, men funktionsöverföringar är troligen ett mer kraftfullt sätt att hantera skillnader.

### **Funktionsöverföring**

Funktionsöverföring utgår ifrån att det är möjligt att från en enstaka värderingsstudie (värdeöverföringsmetod 2a) eller från fler än en värderingsstudie (värdeöverföringsmetod 2b) skatta en funktion för  $WTP_S$ , som förklarar hur  $WTP_S$  varierar med avseende på egenskaper hos miljöförändringen (G) och egenskaper hos individerna/hushållen (H), och, i fall 2b, även egenskaper hos de värderingsmetoder som har använts i studierna (M):

$$WTP_S = \alpha_S + \beta_S G_S + \gamma_S H_S + \delta_S M_S + e,$$

där fetstil markerar vektorer,  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ , och  $\delta$  är koefficienter som skattas exempelvis genom regressionsanalys och  $e$  är en slumpterm. Den skattade funktionen används sedan för att beräkna  $WTP_P$  genom att ersätta  $G_S$ ,  $H_S$  och  $M_S$  med värden som är giltiga för policyområdet, dvs.  $G_P$ ,  $H_P$  och  $M_P$ .

För att funktionsöverföring ska fungera är det uppenbart att det måste finnas data för policyområdet för de egenskaper som inkluderades i skattningen av funktionen för  $WTP_S$  för studieområdet.

Värdeöverföringsmetoderna 2a och 2b kan kritiseras för godtycke beträffande vilka egenskaper som ska inkluderas i funktionen. Strukturell funktionsöverföring (2c) försöker komma till rätta med denna svaghet genom att utgå ifrån en specifikation av en nyttofunktion, vilket således ger ett mikroteoretiskt fundament för värdeöverföringen. Detta är en (ännu) mer avancerad metod, som i sig medför behov av antaganden om t.ex. nyttofunktionens form.

Funktionsöverföringsmetoderna kan också användas för att skapa schablonvärden, och det handlar då om schablonvärden som kommer att variera med avseende på vilka egenskaper som har inkluderats i  $WTP$ -funktionen. De har dock inte använts för beräkning av schablonvärdena i Söderqvist och Wallström (2017), vilket gör att vi i denna rapport inte fördjupar oss mer i funktionsöverföringsmetoderna.



## 2.4.2 Att skapa schablonvärden utifrån punktskattningar och intervall för dessa

Antag att det föreligger ett antal punktskattningar för en viss miljö- eller hälsoförändring och att värdeöverföringsmetod 2b därför kan användas för att skapa ett schablonvärde. För att detta ska vara praktiskt möjligt måste punktskattningarna vara jämförbara med varandra. I praktiken kan det vara en betydande metodologisk svårighet att åstadkomma denna jämförbarhet där hänsyn måste tas till en rad aspekter. Två viktiga sådana metodologiska aspekter är följande:

- Hur uttrycka den miljöförändring som har varit föremål för värdering i samma fysiska enhet?
- Hur uttrycka det skattade ekonomiska värdet i en och samma monetära enhet?

Innan vi går in på dessa två aspekter i avsnitt 2.4.3 respektive 2.4.4 redogör vi först för hur ett värdeintervall i princip kan konstrueras utifrån tillgängliga punktskattningar och hur ett schablonvärde skulle kunna identifieras utifrån de observationer som ligger till grund för intervallen.

Till att börja med bör det klarläggas vad som i det här sammanhanget kan menas med en ”observation”. För konstruktionen av schablonvärden är det i allmänhet önskvärt att ha tillgång till flera olika värderingsstudier som har skattat det ekonomiska värdet av en viss miljöförändring. En sådan skattning kan betraktas som en observation om den grundar sig på ett visst datamaterial. I typfallet blir observationen lika med den huvudskattning av det ekonomiska värdet som presenteras i värderingsstudien. En enskild värderingsstudie kan dock ge upphov till fler än en observation om den presenterar fler än en skattning på grund av att den har använt sig av fler än ett datamaterial, exempelvis flera olika enkäter. Det är dock vanligt att en värderingsstudie presenterar flera olika skattningar inte på grund av att flera olika datamaterial har använts, utan på grund av att olika skattningsmetoder har använts på ett och samma datamaterial. I ett sådant fall ger studien dock enbart upphov till en observation, som är lika med den skattning som studien presenterar som huvudskattningen eller, om det inte uttryckligen framgår av studien vilken skattning som är huvudskattningen, lika med medelvärdet av de skattningar som presenteras i studien. Det torde dock endast i undantagsfall gå att utan vidare att plocka skattningar från enskilda värderingsstudier, utan ett vanligare fall är att det blir ett behov av att använda sig av skattningar från flera olika värderingsstudier.

Antag som ett exempel att vi har att göra med tre fritidsfiskestudier, A, B och C, som har skattat medelbetalningsviljan för att få ett extra kg fisk till 10, 15 respektive 50 kr, dvs.  $WTP_A = 10$  kr/kg,  $WTP_B = 15$  kr/kg och  $WTP_C = 50$  kr/kg. Från dessa tre observationer kan ett intervall för medelbetalningsviljan per kg fisk bildas som sträcker sig från det lägsta värdet 10 till det högsta värdet 50 kr, dvs. 10–50 kr. Tolkningen av det här intervallet är att det indikerar att om vi vill säga någonting om medelbetalningsviljan per kg fisk för en godtyckligt vald förbättring av fritidsfisket så finns denna medelbetalningsvilja någonstans inom intervallets gränser.

Det här intervallet är brett i bemärkelsen att det inte ger någon sannolikhetsfördelning för värdena inom intervallet, utan det kan tolkas som att det endast ger informationen att sannolikheten att betalningsviljan finns inom intervallet 10–50 kr/kg är lika med 1 och att sannolikheten att betalningsviljan finns utanför intervallet 10–50 kr/kg är lika med 0. I själva verket är det troligt att det finns någon slags sannolikhetsfördelning för värdena inom intervallet. Den kan vara likformig, men exemplets tre observationer – 10, 15 och

50 – indikerar kanske att det är mer sannolikt att medelbetalningsviljan för en godtyckligt vald förbättring finns någonstans i intervallets undre halva än i dess övre halva. Att utifrån de observationer som utgör intervallets gränser och de observationer som finns innanför intervallets gränser säga något om vilket värde på medelbetalningsviljan per kg fisk för en godtyckligt vald förbättring som är mest sannolikt skulle kunna vara ett sätt att skapa ett schablonvärde.

Det finns olika sätt att gå tillväga för att skatta vilket värde som är mest sannolikt, exempelvis återsampling ("bootstrapping"). En kvantitativ metaanalys av observationerna som grund för en funktionsöverföring är en annan möjlighet, som dessutom skulle kunna ge information om hur egenskaper hos de studier som har gett upphov till observationerna påverkar storleken på de skattade ekonomiska värdena. Men i många fall kan det förväntas finnas endast ett litet antal observationer tillgängliga för att konstruera schablonvärden, kanske färre än 10. I sådana fall är det knappast rimligt att använda funktionsöverföring genom metaanalys, utan istället kan värdeöverföring av genomsnitt av punktskattningar vara en rimligare metod. För ovanstående exempel skulle schablonvärdet i så fall kunna beräknas som ett ovägt medelvärde:  $(10+15+50)/3=25$ . Rimligheten i att varje observation väger lika tungt kan dock ifrågasättas, eftersom de studier varifrån observationerna härrör kan vara olika med avseende på t.ex. tidpunkten när de genomfördes och deras kvalitet. Vi återkommer till dessa aspekter i avsnitt 2.4.5.

Avslutningsvis bör det noteras att intervallet 10-50 kr är smalt i bemärkelsen att det är konstruerat utifrån punktskattningar av medelbetalningsviljan. Ett alternativ hade varit att skapa intervallet med hjälp av gränserna för konfidensintervall för medelbetalningsviljan. Antag t.ex. följande konfidensintervall för  $WTP_A$ ,  $WTP_B$ ,  $WTP_C$ : 5–15 kr/kg, 8–22 kr/kg, 30–70 kr/kg. Detta ger intervallet 5–70 kr/kg, dvs. ett bredare intervall än 10–50 kr/kg. Om intervall bildas utifrån punktskattningar av medelvärden är det viktigt att komma ihåg att detta bidrar till att göra intervallen relativt smala.

### 2.4.3 Enhetliga fysiska enheter

Ofta uppstår det problem med att värderingsstudier som har studerat liknande miljöförändringar har inte mätt förändringen på exakt samma sätt. Om vi återvänder till exemplet med tre fritidsfiskestudier kanske det istället har varit så att studie A och B har skattat värdet att fånga ett extra kg fisk, medan studie C har skattat värdet av att fånga en extra fisk. För att inte tappa observationer är det då önskvärt att kunna omvandla det ena värdet till det andra. Om  $WTP_C=100$  kr/fisk och en fisk i genomsnitt väger 0,5 kg kan  $WTP_C$  omvandlas till en medelbetalningsvilja för att få ett extra kg fisk genom att dividera med medelvikten:  $100/0,5=200$  kr/kg, vilket sedan är jämförbart med  $WTP_A=10$  kr/kg och  $WTP_B=15$  kr/kg, och intervallet för medelbetalningsviljan per kg fisk skulle i det här fallet således bli 10-200 kr. Hur sådana omvandlingar kan göras i praktiken just för fallet fritidsfiske framgår av Kinell *et al.* (2009).

Det här enkla exemplet kan också användas för att illustrera inflytandet av osäkerhet i olika led. Antag igen att konfidensintervallen för  $WTP_A$  och  $WTP_B$  är 5–15 kr/kg respektive 8–22 kr/kg, men att konfidensintervallen för  $WTP_C$  och fiskens medelvikt är 75–125 kr/fisk respektive 0,4–0,6 kg/fisk. Eftersom 125 kr/fisk dividerat med 0,4 kg/fisk är lika med 312,50 kr/kg uppstår sammantaget ett intervall på 5–312,50 kr/kg, dvs. ett betydligt bredare intervall än 10–200 kr/kg, och till intervallets storlek bidrar nu både osäkerheten i WTP och osäkerheten i medelvikt.

Exemplet illustrerar också vad som menas med ekvivalensmått, dvs. mått som översätter olika enheter till en och samma enhet, och att användningen av ekvivalensmått kan öka antalet observationer. Olika ekvivalensmått är därför ett viktigt hjälpmedel vid skapandet av schablonvärden. Ett exempel som har undersökts i Söderqvist och Wallström (2017) är att uttrycka toxiciteten hos tungmetaller och kemikalier i 1,4 dichlorobenzene-ekvivalenter.

#### 2.4.4 Enhetliga monetära enheter

Även vid en avgränsning till värderingsstudier som har skattat betalningsvilja kan det variera beträffande vilket eller vilka monetära mått som har skattats, t.ex. medelbetalningsviljan, medianbetalningsviljan eller (medelvärde av) den marginella betalningsviljan. Frågan är i så fall vilket mått som bör användas för att skapa intervall och schablonvärden?

Beträffande medelbetalningsvilja eller medianbetalningsvilja är det ett naturligt val att använda skattningar av medelbetalningsviljan, eftersom syftet med schablonvärdena är att komma till användning som underlag för CBA. I sådana analyser är det nämligen adekvat med information om den totala betalningsviljan för samtliga berörda individer. Den skattas genom att multiplicera medelbetalningsviljan med antalet berörda individer. Exempelvis ger en medelbetalningsvilja på 50 kr/person för en population på 1 miljon individer en total betalningsvilja på 50 Mkr. Medianbetalningsviljan kan inte användas på samma sätt för att beräkna en total betalningsvilja. Med tanke på medelbetalningsviljans känslighet för (höga) extremvärden har det dock ibland föreslagits att det är rimligt att använda sig av medianbetalningsviljan som en försiktig skattning av medelbetalningsviljan. Det kan dock vara rimligt att hålla fast vid skattningar av medelbetalningsviljan eftersom värderingsstudier vanligen gör en bortsortering av de extremvärden som har bedömts som orealistiskt höga.

En annan fråga är om medelbetalningsviljan utslagen per fysisk enhet kan tolkas som den marginella betalningsviljan. Det är bekvämt att acceptera denna tolkning baserat på ett antagande att de värderade miljöförändringarna kännetecknas av konstant marginalnytta. Detta antagande innebär nämligen att det inte är nödvändigt att göra någon åtskillnad mellan fall som kännetecknas av olika utgångslägen beträffande den värderade miljöförbättringen. Som framgick av avsnitt 2.1 är detta dock ett starkt antagande, eftersom det är rimligare att tänka sig en avtagande marginalnytta, dvs. att värdet av en enhet bättre miljö kvalitet är högre om miljö kvaliteten i utgångsläget är relativt låg än om miljö kvaliteten i utgångsläget är relativt hög. I situationer där det kan misstänkas att det föreligger stora skillnader i marginell betalningsvilja vore det därför önskvärt när man skattar schablonvärden att skilja mellan studier som har utgått från väsentligt olika utgångslägen beträffande den miljöförändring som har värderats.

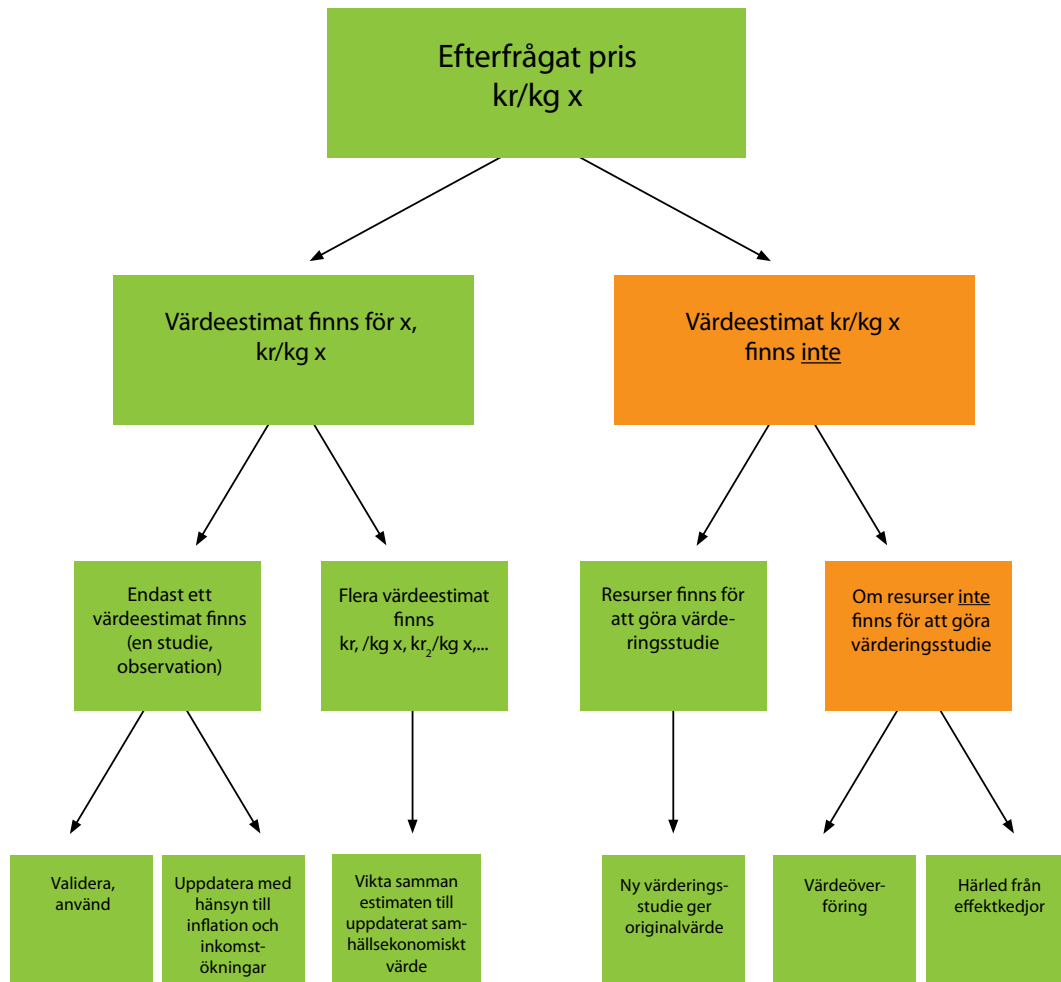
En fundamental orsak till att det kan bli problem att få enhetliga monetära mått är att olika värderingsstudier har använt sig av olika värderingsmetoder. Exempelvis har scenariometoder (metod E i avsnitt 2.3) förmåga att fånga in betalningsvilja för icke-användarvärden hos miljöförändringar, något som övriga värderingsmetoder inte har. Denna skillnad kan potentiellt förklara att ett intervall av värden blir brett. Allt annat lika kan ett brett intervall förväntas uppstå om intervallet är bildat av observationer från såväl scenariostudier som studier som har använt andra värderingsmetoder för att värdera en miljöförbättring för vilken det finns höga icke-användarvärden.

Att skapa jämförbara monetära värden kan vidare kräva korrigeringar för förändringar i pris- och inkomstnivåer, så att de blir giltiga för ett visst år. Det kan här vara rimligt att använda samma omräkningsprocedur som i ASEK (Trafikverket, 2016, kapitel 5), dvs. att (1) justera för inflation genom att använda konsumentprisindex (KPI) för att räkna om värden till ett enhetligt penningvärde och (2) justera betalningsviljeskattningar för inkomstökningar över tiden genom att använda ett index för real BNP/capita. Värden som inte är baserade på betalningsviljeskattningar ska dock enbart justeras för inflation. Att använda ett index för real BNP per capita för att justera betalningsviljeskattningar innebär att betalningsviljans inkomstelasticitet antas vara lika med 1, se Trafikverket (2016, kapitel 5) för resultat som stöder detta antagande.

Det bör understrykas att denna omräkningsprocedur inte tar hänsyn till att människors preferenser kan förändras över tiden. Ökad uppmärksamhet eller kunskap kring en miljöfråga kan exempelvis förväntas leda till att människors betalningsvilja förändras, antingen tillfälligt eller permanent. Preferenserna kan också vara en generationsfråga. Vid beräkningen av ett schablonvärde vore det därför en fördel om det kunde bedömas i vilken mån varje observation i intervallet är föråldrad utifrån preferenssynpunkt och låta denna bedömning ligga till grund för ett vägningsförfarande. Att definiera kriterier för denna bedömning är dock ingen trivial uppgift.

## 2.4.5 Avslutande aspekter

Figur 7 ger en översikt över de vägar man kan använda för att ta fram samhällsekonomiska schablonvärden och som har blivit beskrivna i föregående avsnitt.



Figur 7 Vägar att ta fram samhällsekonomiska schablonvärden för miljö- och hälsoeffekter.

Beslutsträdet i figuren visar på möjliga vägar att ta fram schablonvärden. Först bör man undersöka om det redan finns relevanta värdeestimat att använda. Om så är fallet måste dessa bearbetas till ett schablonvärde enligt vad som står i figurens rutor. Finns däremot inte användbara värdeestimat bör man se om det finns tillräcklig kunskap om effektkedjan, tid och andra resurser att göra en värderingsstudie direkt på den miljöeffekt man önskar få värderad. Färsk, direkta originalvärden är alltid att föredra, men de kräver kompetens, tid och är kostsamma att genomföra. Saknas dessa resurser behöver man ta fram schablonvärdet via värdeöverföring eller effektkedjor enligt vad som är beskrivet i tidigare avsnitt.

Källa: Knut Per Hasund, Jordbruksverket

När man skapar schablonvärden och intervall för dessa vore det önskvärt att kunna bedöma kvaliteten i de värderingsstudier som har skapat observationerna. Det är ingen lätt konst. Dessutom är det ofta resurskrävande att utforma och genomföra en värderingsstudie. Olika värderingsstudier kan därför förväntas vara av olika hög kvalitet, och kvalitetskriterier för miljövärderingsstudier har utarbetats (Naturvårdsverket, 2005; Söderqvist och Soutukorva, 2009; se även de nyligen publicerade rekommendationerna för scenariostudier i Johnston *et al.*, 2017). Om de studier som ger observationer för ett intervall kan rangordnas kvalitetsmässigt skulle beräkningen av schablonvärden kunna baseras på ett vägningsförfarande i vilket den allra bästa studien väger allra tyngst eller rentav får vikten 1, dvs. schablonvärdena härleds helt och hållet från denna studie.

Problemet är att antalet potentiella felkällor och osäkerheter är så stort att även mycket välgjorda och stora studier har svårt att ta hänsyn till alla. I exempelvis en scenariostudie är valen beträffande exempelvis betalningsviljefrågornas formulering, värderingsscenariots komponenter, hantering av icke-responder och statistisk modell för skattning av medelbetalningsvilja så många att allt inte kan testas inom ramen för en enda studie. Detta är en viktig anledning till varför resultat från metastudier tenderar att få stor vetenskaplig tyngd, inte bara inom det nationalekonomiska fältet. Även om detta talar emot metoden att basera schablonvärden på enstaka studier vore det eftersträvansvärt att ändå låta studier av relativt hög kvalitet väga tyngre i beräkningen av schablonvärden än studier av relativt låg kvalitet.

### 3 Efterfrågan på schablonvärden

Detta avsnitt presenterar resultatet av en enkät som kartlade myndigheternas användning och behov av schablonvärden inom miljö och hälsa. Enkäten skickades till nyckelpersoner inom Energimyndigheten, Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket, Kemikalieinspektionen, Naturvårdsverket, Transportstyrelsen, Riksantikvarieämbetet och Skogsstyrelsen. Den genomfördes sommaren och sensommaren 2016. Följande frågor ingick i enkäten:

**Fråga 1.** Vilken myndighet arbetar du på? (Fritextfält)

**Fråga 2.** Vilket/vilka miljömål är du ansvarig för eller arbetar du med? (Fritextfält)

**Fråga 3.** Vilka samhällsekonomiska schablonvärden använder din myndighet sig av idag? Ange vilka, värdet och/eller estimat om de finns, även intervall om det finns samt källa och årtal (exv. värdet för ett liv i kr). Om du inte vet, ange ”vet inte”. (Fritextfält)

**Fråga 4.** Finns referenser till dessa schablonvärden (värderingsstudier, rapporter el. liknande)?

**Fråga 5.** Vilka samhällsekonomiska schablonvärden och/eller estimat saknar din myndighet? Med andra ord, vilken eller vilka miljö- och hälsoeffekter saknar ni pris på för att kunna använda i samhällsekonomiska kalkyler? Ange de viktigaste av dessa. Om du inte vet ange ”vet ej”.

**Fråga 6.** Rangordna värdena (från fråga 5), 1 innebär det mest prioriterade att ta fram.

**Fråga 7.** I vilken sort tycker ni det vore bäst att få schablonvärdet, t.ex. kr per kg i insatsvara, kr per kg utsläpp, kr per halt i recipient, eller annat? Vänligen ange för varje schablonvärde.

**Fråga 8.** Övriga kommentarer och önskemål om den samhällsekonomiska prisdatabasen: (Fritextfält)

**Fråga 9.** Får jag kontakta dig för ev. följdfrågor? Vid ja - ange följande uppgifter: namn, e-post, tfn, lämplig tid för följdfrågor.

De svarande myndigheterna redovisar att schablonvärden inom miljö och hälsa används väldigt varierat och kanske inte i så stor utsträckning. De flesta nämner att de har användning av Trafikverkets kalkylvärden i Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn (ASEK, [www.trafikverket.se/asek](http://www.trafikverket.se/asek)).

*Naturvårdsverket* hänvisar till sin samhällsekonomiska databas där de samlat samhällsekonomiska analyser genomförda av främst miljömålsmyndigheterna under perioden 2006–2014. Man hänvisar också till handledningar för hur man gör analyser samt en lista med underlag till samhällsekonomiska analyser där framförallt Naturvårdsverket, ASEK och Trafikverket har tagit fram underlagen. Databasen uppdaterades senast i oktober 2014 (Naturvårdsverket, 2014). Naturvårdsverket hänvisar även till ett dokument med riktlinjer för hur man kan jämföra olika utsläpp och räkna på dess effekter inom bl.a. humantoxicitet, global uppvärmning (växthusgasekvivalenter), toxicitet, försurning, övergödning, ozonförlust, fotokemisk ozonbildande potential (EU-kommissionen, 2006).



**Figur 8** Miljömålsmyndigheterna efterfrågar schablonvärden för många slags miljö- och hälsoeffekter. Användningen av schablonvärden varierar från myndighet till myndighet, men har tills nu varit liten eller inte skett alls hos flera av dem. (Unna Allakas, Lappland). Foto: Knut Per Hasund.

*Kemikalieinspektionen* svarar att de sällan använder schablonvärden såsom kronor per kg utsläpp. De värden som är aktuella för deras analyser uppges att mestadels vara väldigt fallspecifika, varför de sällan använder samma värden i flera utredningar. I de fall som schablonvärden används så utgör de vanligen underlag för vidare analysarbete innan de kan användas. Schablonvärden för värdering av hälsoeffekter används i viss mån, exempelvis kr per kvalitetsjusterat levnadsår (QALY) i Sverige eller Europa. Regelräknaren är ett annat verktyg som används för beräkning av administrativa kostnader. *Kemikalieinspektionen* hänvisar till ett antal rapporter genomförda av Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA), en vägledning inom samhällsekonomiska analyser och dess restriktioner inom REACH-förordningen (ECHA, 2008). ECHA har också låtit ta fram en rapport som kvantifierar hälsoeffekter av kemikalier med hjälp av QALY (Mahal *et al.*, 2015). ECHA:s rapporter berör kemikalier, hälsa och sjukdomar.

*Skogsstyrelsen* använder sig framförallt av värden från virkesproduktion och hänvisar till sin databas med kostnader och statistik inom skogsbruket som presenteras med kommentarer (Skogsstyrelsen, 2016). I statistiken finns kostnader för föryngringsavverkning, gallring, avverkning, skogsvårdsåtgärder samt kostnader för skogsbilvägar.

*Riksantikvarieämbetet* utredde potentialen i samhällsekonomisk analys år 2008 (Riksantikvarieämbetet, 2008), men det framgår av enkätsvaret att metoden inte har använts i någon större utsträckning.

*Transportstyrelsen* använder sig framförallt av ASEK i de fall det finns användbara värden. I övrigt finns det få värden som är anpassade till myndighetens arbete, enligt Transportstyrelsens svar på enkäten.

*Havs- och vattenmyndigheten* uppges att de sällan använder sig av schablonvärden. Myndigheten använder sig mestadels av kvalitativa resonemang i sina analyser, alternativt kan de använda semikvantitativa värderingar. Det man använder är kostnad för årsarbetskraft, kostnad för olika typer av yrkesfiske, kostnader för olika typer av åtgärder i vattenmiljön samt schablonkostnad för olika typer av styrmedel som används exempelvis avseende ny föreskrift, tillsyn eller miljöprovning.



*Energimyndigheten* använder endast ASEK:s rekommendation beträffande diskonteringsränta. I övrigt har myndigheten valt att inte ha några fasta schablonvärden, eftersom dessa behöver uppdateras kontinuerligt allt eftersom forskningen går framåt.

*Jordbruksverket* har under senare år gjort några samhällsekonomiska analyser över jordbrukspolitiska styrmedel där schablonvärden har använts för att beräkna de sammantagna effekterna av respektive policyalternativ. Egna framtagna schablonvärden liksom ASEK-värden och andra tillgängliga schablonvärden har använts för miljö- och hälsoeffekter. För marknadsprissatta varor och tjänster har priser på jordbruksproduktionens kostnader och intäkter hämtats från Agriwise Jordbruksverkets egna företagsekonomiska prisdatabas.

Av enkätsvaren framgår att det finns många behov och önskningsområden beträffande schablonvärden. Myndigheternas huvudsakliga ansvarsområden har här stor betydelse för behoven och önskemålen. Några myndigheter har väldigt specifika behov, vilket möjligen skulle ge begränsad nytta för andra myndigheter. Exempelvis har Riksentikvarieämbetet önskat schablonvärden för minskade skador på fornlämningar på havets botten. Behovet av sådana schablonvärden kan dock förväntas vara litet bland övriga myndigheter. I tabell 2 listas samtliga önskemål som inkommit.

**Tabell 2** Myndigheternas behov av och önskemål om schablonvärden, enligt enkätsvaren.

| Behov av och önskemål på schablonvärden   | Önskad enhet                 |
|---|------------------------------|
| Kostnader inklusive hälsoeffekter för CO2 (Skadekostnad per CO2-ekvivalent)   | kr/kg, hälsoeffekter i QALYs |
| Kostnader inklusive hälsoeffekter av partikelutsläpp  | kr/kg, hälsoeffekter i QALYs |
| Icke-monetära samhällsekonomiska nyttor kopplat till biologisk mångfald av arter  | per ha skogsmark             |
| Icke-monetära samhällsekonomiska nyttor kopplat till genetiska resurser och naturtyper  | per ha skogsmark             |
| Icke-monetära samhällsekonomiska nyttor kopplat till förebyggande av erosion  | per ha skogsmark             |
| Icke-monetära samhällsekonomiska nyttor kopplat till reglering av vattenflöden  | per ha skogsmark             |
| Icke-monetära samhällsekonomiska nyttor kopplat till sociala värden (såsom rekreation, hälsa etc.)  | per ha skogsmark             |
| Icke-monetära samhällsekonomiska nyttor kopplat till forn- och kulturmiljövärde   |                              |
| Kostnadsschabloner för prioämnen enligt vattenförvaltningsförordningen (miljöfarliga ämnen). Baserat på reningskostnad, hälsokostnad.   |                              |
| (Existens)värdet av laxbestånd, torskbestånd, ålbestånd respektive kallvattenkoraller   |                              |
| Uppdaterade schabloner för nyttan av kvävereducering/-utsläpp respektive fosforreducering/-utsläpp  |                              |
| Nyttan av förbättrad ekologisk och kemisk status (enligt vattenförvaltningsförordningen) relaterat till befintlig vattenkvalitet. Studier som görs inom vattenkvalitet behöver relatera till statusklassningen. Värdet av att nå hög/god/måttlig/dålig – värdet av att gå från dålig till måttlig eller från måttlig till hög | kr/statusnivåförbättring)    |
| Schabloner för beräkning av administrativa kostnader för myndigheterna respektive företag skulle ev. kunna inkluderas i databasen   |                              |
| Värdet av tjänligt dricksvatten   |                              |
| Värdet av ett hektar ålgräsängar, ett hektar av andra typer av habitat (sötvatten respektive hav) respektive ett hektar av oexploaterade kustnära områden (sötvatten respektive hav). Hur inkludera kumulativa effekter?  |                              |
| Värdet av rena stränder   | kr/km                        |
| Värdet av en hektar spannmålsåker   |                              |

(fortsättning från förra sidan)

| Behov av och önskemål på schablonvärden  | Önskad enhet                    |
|--|---------------------------------|
| Värdet av att fisken är ätbar utan restriktioner (sjöar och vattendrag, respektive hav)  |                                 |
| Värdet av en dag vid havet respektive vid sjö – bad  |                                 |
| Värdet av att bevara ett aktivt fiske i fiskelägen   | kr/?                            |
| Värdet av rekreation vid våtmarker (kr/dag); Värdet av att kunna ta promenader vid hav/sjö (kr/dag) x meter från bostaden  |                                 |
| Värdet av våtmarker som översvämningsskydd   | kr/?                            |
| Hälsokostnad av PFOS i dricksvatten som överskrider gränsvärdet  |                                 |
| Hälsokostnad av bakterier/föroreningar i dricksvatten  | Typ cryptosporidium i Östersund |
| Värdet av vattenskyddsområden  |                                 |
| Värdet av marina skyddade områden  |                                 |
| Värde per statistiskt liv i Sverige  | kr/statistiskt liv              |
| Värde per kvalitetsjusterat levnadsår (QALY) i Sverige   |                                 |
| Uppgifter om direkta och indirekta kostnader för de hälsoutfall som kan kopplas till kemikalieexponering (t.ex. olika typer av cancer)   |                                 |
| WTP för minskad risk att drabbas av olika hälsoeffekter, i termer av kr per statistiskt (t.ex.) cancerfall   |                                 |
| För dessa vore det bra med en vägledning för hur effekter i framtiden ska beräknas. T.ex. bör det icke diskonterade värdet av en QALY stiga med inkomst och med ett antagande om ekonomisk tillväxt så blir därmed det framtida värdet av en QALY högre än dagens värdering av en QALY. Eftersom de riskminskningsåtgärder vi föreslår ofta har effekter främst på lång sikt så blir det förväntade framtida värdet ofta mer intressant än dagens värde. | kr/QALY                         |
| Värdet av minskade utsläpp (kr/kg) av bly, kvicksilver respektive kadmium till luft, vatten respektive jordbruksmark   | kr/kg                           |
| Skadekostnad för partiklar (PM10)  |                                 |
| Skadekostnad per kg NOx  |                                 |
| Skadekostnad per kg SOx  |                                 |
| Minska skador på fornlämningar i skogsbruket   |                                 |
| Minska trålfiskets skador på fornlämningar på havets botten  |                                 |
| Anpassa produktionsmetoder i de areella näringarna och driften och underhållet av transportinfrastrukturen till det biologiska kulturarvet och till kulturmiljöer  |                                 |
| Anpassa miljöåtgärder i vattendrag så att prioriterade, vattenanknutna kulturmiljöer tas tillvara  |                                 |
| Re-designa och återbruka befintliga byggnader för att ta tillvara kulturarvet i den byggda miljön och för att minska klimatpåverkan genom att ta tillvara gjorda energiinvesteringar   |                                 |
| Åtgärder för att ersätta miljöbelastande ämnen i kulturhistoriska byggnader och samlingar med alternativa material   |                                 |
| Värdering av fritid för privatpersoner   |                                 |
| Värdering av en sjöolycka för nationellt tonnage   |                                 |
| Kostnaden för antibiotikaresistens   |                                 |

## 4 Prioriterade ämnen och effekter att bilda schablonvärden för

Enkätsvaren om önskemål på schablonvärden bland myndigheterna har fungerat som ett underlag för en diskussion i projektets arbetsgrupp om prioriteringar i arbetet med att ta fram schablonvärden för prisdatabasen. I diskussionen beaktades bland annat vilka ämnen eller effekter som kan antas medföra stora skadestnader och/eller kan vara till nytta för fler än en myndighet. Dessa diskussioner resulterade i den prioriteringslista på ämnen och effekter som redovisas i Tabell 3.

Tabell 3 sammanfattar också resultaten av arbetet med att bilda schablonvärden. För ett antal av dessa ämnen eller effekter kan det vara möjligt att använda befintliga ASEK-kalkylvärden som schablonvärden, medan det för andra har varit nödvändigt att skapa schablonvärden på andra sätt. Och för åter andra krävs fortsatt arbete för att kunna ta fram schablonvärden. I fortsatt arbete bör också ingå exempelvis att studera närmare för vilka intervall som schablonvärdena gäller för, dvs. hur stora effekter som värdena gäller för och när effekten blir större än marginell. För detaljer om hur schablonvärdena har beräknats hänvisas till Söderqvist och Wallström (2017).

Tabell 3 Prioriteringslista för framtagande av schablonvärden i detta projekt.

| Ämne/effekt                             | Status för schablonvärde  |
|---|---|
| <b>Luftföroreningar</b>                 |   |
| Koldioxid (CO <sub>2</sub> )            | ASEK-kalkylvärde i kr/kg utsläpp finns; lämpligare schablonvärde finns i litteraturen.  |
| Kolväten (VOC)                          | ASEK-kalkylvärde i kr/kg utsläpp finns; avvakta uppdatering och/eller utvärdera resultat i internationella databaser.   |
| Kväveoxider (NO <sub>x</sub> )          | ASEK-kalkylvärde i kr/kg utsläpp finns; avvakta uppdatering och/eller utvärdera resultat i internationella databaser. Schablonvärde i kr/kg utsläpp beräknat för NO <sub>x</sub> -inverkan på övergödningen av Östersjön, dels för påverkan på svenskar och dels på befolkningen runt hela Östersjön. |
| Grova partiklar (PM <sub>10</sub> )     | Avvakta uppdatering av ASEK och/eller utvärdera resultat i internationella databaser.   |
| Fina partiklar (PM <sub>2,5</sub> )     | ASEK-kalkylvärde i kr/kg utsläpp finns; avvakta uppdatering och/eller utvärdera resultat i internationella databaser.   |
| Svaveloxider (SO <sub>x</sub> )         | ASEK-kalkylvärde i kr/kg utsläpp finns; avvakta uppdatering och/eller utvärdera resultat i internationella databaser.   |
| Ammoniak (NH <sub>3</sub> )             | Schablonvärde i kr/kg utsläpp beräknat för NH <sub>3</sub> -inverkan på övergödningen av Östersjön, dels för påverkan på svenskar och dels på befolkningen runt hela Östersjön.   |
| <b>Vattenföroreningar</b>               |   |
| Förbättrad vattenstatus (inlandsvatten) | Schablonvärde i kr/hushåll och år beräknat för förbättring av status med en respektive två klasser, samt totalt för hela åtgärdsområden.  |
| Fosfor (övergödning inlandsvatten)      | Schablonvärde i kr/kg reducerad tillförsel beräknat för vattendistrikt.   |
| Fosfor (marin övergödning)              | Schablonvärde i kr/kg reducerad tillförsel till Östersjön beräknat, dels för påverkan på svenskar och dels på befolkningen runt hela Östersjön.   |
| Kväve (marin övergödning)               | Schablonvärde i kr/kg reducerad tillförsel till Östersjön beräknat, dels för påverkan på svenskar och dels på befolkningen runt hela Östersjön.   |

(fortsättning från förra sidan)

| Ämne/effekt   | Status för schablonvärde   |
|---|--|
| <b>Kemikalier och tungmetaller</b>                    |  |
| Arsenik   |  |
| Bly   |  |
| Kadmium   |  |
| Kvicksilver   |  |
| Nickel  | Schablonvärden i kr/kg utsläpp beräknade via karakteriseringsmetoder som används i livscykelanalys; bör betraktas som illustrationer som bör utvärderas ytterligare. Dessa värden är därför ännu ej inkluderade i prisdatabasen. |
| Dimetoat (insektsmedel)                               |  |
| Glyfosat (ogräsmedel)                                 |  |
| MCPA (ogräsmedel)                                     |  |
| Propikonazol (svampmedel)                             |  |
| <b>Övrigt</b>   |  |
| Antibiotika i jordbruket                              | Ny värderingsstudie eller ytterligare utredningsarbete krävs.  |
| Risker vid användning av växtskyddsmedel i jordbruket | Ny värderingsstudie eller ytterligare utredningsarbete krävs.  |
| Buller  | ASEK-kalkylvärden i kr/person och år för vägtrafikbuller och tågtrafikbuller finns.  |
| Värdet av ett statistiskt liv (VSL)                   | ASEK-kalkylvärde i kr finns; andra aktuella VSL-skattningar redovisade.  |
| Svårt skadad person                                   | ASEK-kalkylvärde i kr finns.   |
| Lindrigt skadad person                                | ASEK-kalkylvärde i kr finns.   |
| Värdet av kvalitetsjusterade levnadsår (QALY)         | QALY-värden baserade på aktuella VSL-skattningar redovisade.   |

# Referenser

- Brännlund, R., Kriström, B., 2012. Miljöekonomi. Andra upplagan. Studentlitteratur, Lund.
- ECHA, 2008. Guidance on Socio-Economic Analysis – Restrictions. European Chemicals Agency. [http://echa.europa.eu/documents/10162/13641/sea\\_restrictions\\_en.pdf](http://echa.europa.eu/documents/10162/13641/sea_restrictions_en.pdf)
- EU-kommissionen, 2006. Economics and Cross-Media Effects. Reference Document. Integrated Pollution Prevention and Control. July 2006.
- Freeman, A.M., III, Herriges, J. A., Kling, C. L., 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. 3rd edition. RFF Press, New York.
- Hanley, N., Barbier, E. B., 2009. Pricing Nature: Cost–Benefit Analysis and Environmental Policy. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Johansson, P-O., Kriström, B., 2016. Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johnston, R. J., Rolfe, J., Rosenberger, R. S., Brouwer, R. (Eds.), 2015. Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Guide for Researchers and Practitioners. Springer Science + Business Media, Dordrecht, The Netherlands.
- Johnston, R. J., Boyle, K. J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T. A., Hanemann, W. M., Hanley, N., Ryan, M., Scarpa, R., Tourangeau, R., Vossler, C. A., 2017. Contemporary guidance for stated preference studies. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 4, 319-405.
- Kinell, G., Söderqvist, T., 2011. Ekonomisk värdering med scenariometoder: En vägledning som stöd för genomförande och upphandling. Rapport 6469, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Kinell, G., Söderqvist, T., Hasselström, L., 2009. Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Rapport 6322, Naturvårdsverket, Stockholm. (In English: Default monetary values for environmental change, Report 6323, Swedish EPA, Stockholm.)
- Kriström, B., Bonta Bergman (red.), 2014. Samhällsekonomiska analyser av miljöprojekt – en vägledning. Rapport 6628, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Mahal A., Heinevetter A, Holmes P., Postle M., Jongeneel R., ter Burg W., Schuur G., 2015. Quantification and valuation of the human health impacts of chemicals based on quality and disability-adjusted life-years. Multiple Framework Contract with Re-opening of Competition for Scientific Services for ECHA. Final Report. Reference: ECHA/2011/01. <http://echa.europa.eu/support/socio-economic-analysis-in-reach/health-utility-metrics-in-chemicals-impact-assessment>
- Naturvårdsverket, 2005. Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier. Rapport, ISBN 91-620-1247-9. Naturvårdsverket, Stockholm.

- Naturvårdsverket, 2014. Databas samhällsekonisk analys, oktober 2014. Databas tillgänglig på Naturvårdsverkets hemsida.  
<http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningaer/Samhallsekonisk-analys/Rapporter-underlag-och-handledning/>
- Riksantikvarieämbetet, 2008. Metodhandledning i samhällsekonisk konsekvensanalys, Kulturmiljön i miljömålsarbetet. Rapport 2008:2, Riksantikvarieämbetet, Stockholm.
- Rosenberger, R. S., Loomis, J. B., 2003. Benefit transfer. Ch. 12 in Champ, P. A., Boyle, K. J., Brown, T. C. (Eds.), A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Skogsstyrelsen, 2016. Kostnader i det storskaliga skogsbruket 2015. Sveriges officiella statistik, Statistiska meddelanden, <http://www.skogsstyrelsen.se/Global/myndigheten/Statistik/Statistiska%20meddelanden/2015/SM%20JO0307%20Kostnadstatistiken%201601.pdf>, 2016-10-10
- Söderqvist, T., Soutukorva, Å., 2009. On how to assess the quality of environmental valuation studies. *Journal of Forest Economics* 15, 15-36.
- Söderqvist, T., Hammer, M., Gren, I-M., 2004. Samverkan för människa och natur: En introduktion till ekologisk ekonomi. Studentlitteratur, Lund.
- Söderqvist, T., Wallström, J., 2017. Bakgrund till de samhällsekoniska schablonvärdena i miljömålsmyndigheternas gemensamma prisdatabas. Rapport 2017:8, Anthesis Enveco AB, Stockholm.
- TEEB, 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- Trafikverket, 2016. Analysmetod och samhällsekoniska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0. Trafikverket, Borlänge. [www.trafikverket.se/asek](http://www.trafikverket.se/asek).





Rapporten kan beställas från

Jordbruksverket • 551 82 Jönköping • Tfn 036-15 50 00 (vx) • Fax 036-34 04 14  
E-post: [jordbruksverket@jordbruksverket.se](mailto:jordbruksverket@jordbruksverket.se)  
[www.jordbruksverket.se](http://www.jordbruksverket.se)