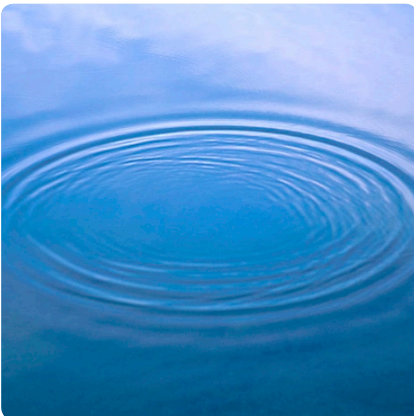
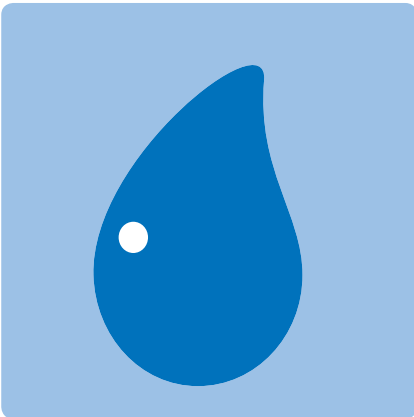


# Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder

Handbok med särskild tillämpning  
på vattenmiljö

HANDBOK 2008:4 • UTGÅVA 1 • SEPTEMBER 2008



# Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder

Handbok med särskild tillämpning för vattenmiljö

NATURVÅRDSVERKET

### **Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

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

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

### **Naturvårdsverket**

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

E-post: [natur@naturvardsverket.se](mailto:natur@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 91-620-0155-1.pdf

ISSN 0282-7298

Elektronisk publikation

Handbok 2008:4, utgåva 1

© Naturvårdsverket 2008

Tryck: CM gruppen AB

Omslagbild: Matton bildbyrå/Corbis

# Förord

En effektiv och ändamålsenlig miljöpolitik förutsätter att det inte ställs orimliga krav på invånare och verksamheter. Avvägningar mellan kostnader och nytta för samhället måste göras vid formulering av målsättningar, regler och styrmedel inom miljöarbetet för att detta ska bli effektivt och uppfattas som legitimt. Detta blir särskilt tydligt i arbetet med vattenförvaltning och tillämpningen av Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (VFF), vilken ställer krav på att god vattenstatus ska nås på ett kostnadseffektivt och samhällsekonomiskt rimligt sätt.

Den här handboken är en fördjupande metodbeskrivning för hur man utför samhällsekonomisk konsekvensanalys inklusive kostnadseffektivitetsanalys av åtgärder för att nå miljö kvalitetskrav. Handboken är i första hand utarbetad för arbete i samband med vattenförvaltningsfrågor enligt VFF och särskilt som stöd vid framtagande av kostnadseffektiva åtgärdsprogram. Handboken är även tänkt att kunna tillämpas som stöd vid konsekvensanalys av andra typer av åtgärdsförslag för att nå miljö kvalitetskrav.

Handboken är en del av Naturvårdsverkets vägledning för arbetet med VFF och kompletterar handböckerna om Kartläggning och analys (Naturvårdsverket, 2007), Åtgärdsprogram (Naturvårdsverket, 2008a) samt vägledningen om Kraftigt modifierade vatten och Undantag (Naturvårdsverket 2008b).

Handboken har utarbetats på uppdrag av Naturvårdsverket år 2006 av Åsa Soutukorva och Tore Söderqvist vid Enveco Miljöekonomi AB. Granskning och färdigställande av handboken har gjorts år 2008 av Naturvårdsverket.

Stockholm den 17 juni 2008



Kerstin Cederlöf



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>3</b>
<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>7</b>
<b>1 BAKGRUND</b>	<b>9</b>
<b>2 INTRODUKTION TILL KONSEKVENSPANALYS</b>	<b>13</b>
2.1 Vad är konsekvensanalys?	13
2.2 Vad är kostnadseffektivitetsanalys?	16
2.3 Konsekvensanalys för Mälardalens avrinningsområde	17
2.3.1 Utgångspunkt: ett kvalitetskrav för kustmiljön	18
2.3.2 Nyttan av att uppnå kvalitetskravet	18
2.3.3 Ett åtgärdsprogram i Mälardalens avrinningsområde	18
2.3.4 Samhällsekonomisk lönsamhet	20
2.3.5 Val av styrmedel för att implementera åtgärdsprogrammet	20
2.4 Att tänka på när man gör konsekvensanalys	21
2.4.1 Samhällsekonomisk analys	21
2.4.2 Fördelningseffekter	25
2.4.3 Miljövärderingsmetoder	25
2.4.4 Känslighetsanalys	27
<b>3 OLIKA TYPER AV KONSEKVENSER</b>	<b>28</b>
<b>4 ANALYS AV ÅTGÄRDSSPECIFIKA KONSEKVENSER</b>	<b>29</b>
4.1 Steg A. Identifiera möjliga åtgärder	29
4.2 Steg B. Beskriv hur identifierade åtgärder kan bidra till att uppfylla kvalitetskravet	30
4.3 Steg C. Bedöm vilka åtgärder som kan anses vara lämpliga och realistiska	30
4.4 Steg D. Samla in information om kostnaderna för de åtgärder som anses vara lämpliga och realistiska	31
4.4.1 Identifiera kostnadsposter	31
4.4.2 Beskriv kostnaderna monetärt	33
4.5 Steg E. Samla in information om miljöeffekterna av åtgärderna i steg D	34
4.6 Steg F. Rangordna åtgärderna efter marginalkostnad eller totalkostnad per miljöeffekt	34
4.6.1 Rangordning med hjälp av marginalkostnader	34
4.6.2 Rangordning med hjälp av genomsnittskostnader	35
4.7 Steg G. Dra preliminär slutsats om vilken åtgärd eller vilken kombination av åtgärder som är kostnadseffektiv, det vill säga uppfyller kvalitetskravet till lägsta möjliga kostnad.	36
4.7.1 Att identifiera kostnadseffektivitet	36
4.7.2 Några komplikationer att tänka på	37
4.8 Steg H. Gör känslighetsanalys	39

4.9 Steg I. Gör slutlig bedömning om vilket åtgärdsprogram som är kostnadseffektivt och analysera fördelningseffekter	40
<b>5 ANALYS AV ÅTGÄRDSNEUTRALA KONSEKVENSER</b>	<b>41</b>
5.1 Kvalitativ identifiering och beskrivning av konsekvenser	41
5.2 Monetär beskrivning av konsekvenser	43
5.2.1 Var finns data om nyttor?	45
5.3 Känslighetsanalys	46
<b>6 JÄMFÖRELSE – POSITIVA OCH NEGATIVA KONSEKVENSER</b>	<b>47</b>
6.1 Vägning av nytta mot kostnader	47
6.2 Känslighetsanalys	48
<b>7 SLUTSATSER AV KONSEKVENSPANALYSEN</b>	<b>49</b>
7.1 Bör åtgärderna genomföras?	49
7.2 Om ja, vad krävs för att genomföra åtgärderna?	50
7.2.1 Vad krävs för att genomföra åtgärderna?	50
7.2.2 Vilka aktörer står för åtgärdsprogrammets kostnader?	51
7.3 Om nej, omformulering av kravet?	51
<b>BILAGA 1. NÅGRA CENTRALA EKONOMISKA BEGREPP</b>	<b>52</b>
Alternativkostnader	52
Konsumentöverskott	53
Producentöverskott	56
<b>BILAGA 2. EKONOMISKA MILJÖVÄRDERINGSMETODER</b>	<b>57</b>
Metoder baserade på faktiskt marknadsbeteende	57
Scenariometoder	58
Andra värderingsmetoder	59
<b>BILAGA 3. NUVÄRDESMETODEN OCH ANNUITETSMETODEN</b>	<b>61</b>
Nuvärdesmetoden	61
Annuitetsmetoden	61
<b>BILAGA 4. HANTERING AV OSÄKERHET OCH RISK</b>	<b>63</b>
Inledning	63
Vad är osäkerhet och hur kan den hanteras?	64
Känslighetsanalys	66
Mer avancerade analyser av osäkerhet	71
<b>BILAGA 5. INFORMATIONEN I DATABASEN VALUEBASE<sup>SWE</sup></b>	<b>73</b>
<b>BILAGA 6. EXEMPEL PÅ KOSTNADER</b>	<b>74</b>
<b>REFERENSER</b>	<b>76</b>

# Sammanfattning

Den här handboken beskriver metoden för hur en samhällsekonomisk konsekvensanalys inklusive kostnadseffektivitetsanalys kan göras, av åtgärder som behöver vidtas för att uppfylla önskade miljö kvalitetskrav. Analysmetoden som beskrivs är generell, men handboken är särskilt tillämpad för vattenmiljö och har exempel och förtydliganden kopplade till arbete med vattenförvaltning.

Åtgärder som vidtas för att nå ett formulerat miljö kvalitetskrav bör, ur ett samhällsperspektiv, vara utformade så att målsättningen uppnås till lägsta möjliga kostnad. Det betyder att åtgärderna är kostnadseffektiva. Åtgärdernas ekonomiska och miljömässiga konsekvenser bör även redovisas så att det är möjligt att bedöma om de är rimliga. Om det är mycket kostsamt för samhället att genomföra de åtgärder som krävs för att nå ett kvalitetskrav kan det finnas anledning att omformulera detta. Konsekvensanalys är ett verktyg för att dels göra denna avvägning av om målet är rimligt utifrån samhällsekonomiska mått, och dels om målet nås på ett kostnadseffektivt sätt. Inom arbetet med vattenförvaltning enligt VFF är dessa principer lagstadgade (6 kap. VFF och 5 kap. §§4-8 Miljöbalken), och en konsekvensanalys inklusive kostnadseffektivitetsanalys krävs för de åtgärdsprogram som tas fram.

För att beskriva hur konsekvensanalysen går till är handboken indelad i sju kapitel plus ett antal bilagor. Ett exempel från verkligheten används genomgående för att illustrera olika moment i arbetet med att genomföra en konsekvensanalys. Exemplet handlar om Mälardalens avrinningsområde, för vilket relativt detaljerade konsekvens- och kostnadseffektivitetsanalyser har genomförts inom ramen för olika forskningsprojekt.

Efter ett bakgrundskapitel ger handbokens kapitel 2 en introduktion till konsekvensanalys och kostnadseffektivitetsanalys. Konsekvensanalys är ett hjälpmedel för beslutsfattande. Analysens syfte är allmänt att identifiera de positiva och negativa konsekvenserna av ett projekt i samhället. I möjligaste mån syftar även analysen till att jämföra dessa konsekvenser med varandra för att se om de positiva konsekvenserna är större än de negativa eller om det förhåller sig tvärtom. Den typ av konsekvensanalys som denna handbok behandlar är *samhällsekonomisk* konsekvensanalys. Det speciella med en sådan konsekvensanalys är att den har en ambition att uttrycka konsekvenser i samhällsekonomiska termer (nyttor och kostnader) och så långt det är möjligt göra detta i monetära enheter. Genom att uttrycka så många konsekvenser som möjligt monetärt blir det också lättare att jämföra konsekvenserna, eftersom de då mäts i samma enhet. Kostnadseffektivitetsanalys kan ses som en del av en konsekvensanalys och handlar i det sammanhang som handboken berör främst om att identifiera de åtgärder som uppfyller kvalitetskrav till lägsta möjliga kostnad, dvs. att identifiera kostnadseffektiva åtgärder.



I kapitel 3 delas de samhällsekonomiska konsekvenserna in på ett sätt som är praktiskt för konsekvensanalysen. Kapitlet skiljer på åtgärdsneutrala konsekvenser och åtgärdsspecifika konsekvenser. De förra är konsekvenser som följer av att uppfylla ett miljö kvalitetskrav jämfört med den lägre miljö kvaliteten som nollalternativet leder till, men vilka inte är beroende av vilken specifik åtgärd som vidtas för att uppfylla kvalitetskravet. Det här rör sig i huvudsak om de positiva konsekvenser som uppstår till följd av att miljön förbättras till kvalitetskravets nivå. De senare är konsekvenser som har att göra med de åtgärder som vidtas för att uppfylla kvalitetskravet.

Eftersom de åtgärdsspecifika konsekvenserna i huvudsak rör sig om åtgärds-kostnader blir analysen av dessa en fråga om en kostnadseffektivitetsanalys, vilken beskrivs steg för steg i kapitel 4. I kapitel 5 beskrivs sedan steg för steg tillvägagångssättet för att analysera de åtgärdsneutrala konsekvenserna. I praktiken sker denna analys parallellt med analysen av åtgärdsspecifika konsekvenser. Ambitionen är genomgående att så långt det är möjligt uttrycka konsekvenserna i monetära enheter samtidigt som det understryks att de konsekvenser som inte går att uttrycka i monetära enheter också ska inkluderas i analysen. Viktigt att tänka på är också hur de olika konsekvenserna fördelar sig mellan olika individer och grupper i samhället. Detta kallas för att ta hänsyn till fördelningseffekter.

Kostnaderna från kapitel 4 och nyttorna från kapitel 5 ska sedan jämföras med varandra. Denna jämförelse (kapitel 6) ligger till grund för vilken slutsats som kan dras från konsekvensanalysen (kapitel 7). Grundfrågan är om de analyserade åtgärderna bör genomföras eller inte. För att besvara denna fråga kan de positiva konsekvenser (nyttor) och negativa konsekvenser (kostnader) som har uttryckts i monetära enheter jämföras med varandra. Det understryks dock att slutsatsen av denna jämförelse endast kan vara preliminär. Sedan måste nämligen de konsekvenser som inte har uttryckts monetärt vägas in. Om dessa konsekvenser exkluderas från analysen kan resultatet bli mycket missvisande. Därmed kommer det till viss del att handla om en tolkningsfråga från fall till fall, där beslutet om att genomföra åtgärder baseras dels på en jämförelse mellan de nyttor och kostnader som har mätts i monetära enheter och dels på nyttor och kostnader som inte kan värderas i pengar. Slutresultatet, de positiva konsekvenserna (inklusive de som har uttryckts i pengar) minus de negativa konsekvenserna (inklusive de som har uttryckts i pengar), visar hur valet av mål och åtgärder påverkar samhällets välfärd.

# 1 Bakgrund

Den här handboken handlar om hur det går till att göra en samhällsekonomisk konsekvensanalys av åtgärder som kan behöva vidtas för att uppfylla miljö- kvalitetskrav. Analysmetoden som beskrivs är generell men är särskilt tillämpad för vattenmiljö. Den juridiska bakgrunden till handbokens tillämpning för åtgärder inom vattenförvaltning är 6 kap. 6 § i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (VFF), se nedanstående ruta.

Utgångspunkten för handbokens tillämpning för åtgärdsprogram enligt VFF är följande:

- 1) Kvalitetskrav som ska vara uppnådda år 2015 har formulerats för vattenmiljöer (VFF 4 kap.).
- 2) Kvalitetskraven har specificerats i kvantitativa termer med hjälp av bedömningsgrunder för utvalda parametrar (NFS 2008:1).
- 3) Kartläggningen och analysen av avrinningsområdena har visat att kvalitetskraven för vattenmiljöerna inte kommer att uppnås år 2015 i ett nollalternativ, det vill säga det krävs att ytterligare åtgärder vidtas (NFS 2006:1).

## **6 kap. 6 § i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (VFF)**

En sådan analys av åtgärdsprogrammets konsekvenser som avses i 5 kap. 6 § tredje stycket miljöbalken skall innehålla en bedömning av såväl de ekonomiska som de miljömässiga konsekvenserna av åtgärder, varvid kostnader och nytta skall kvantifieras.

## **5 kap. 6 § miljöbalken**

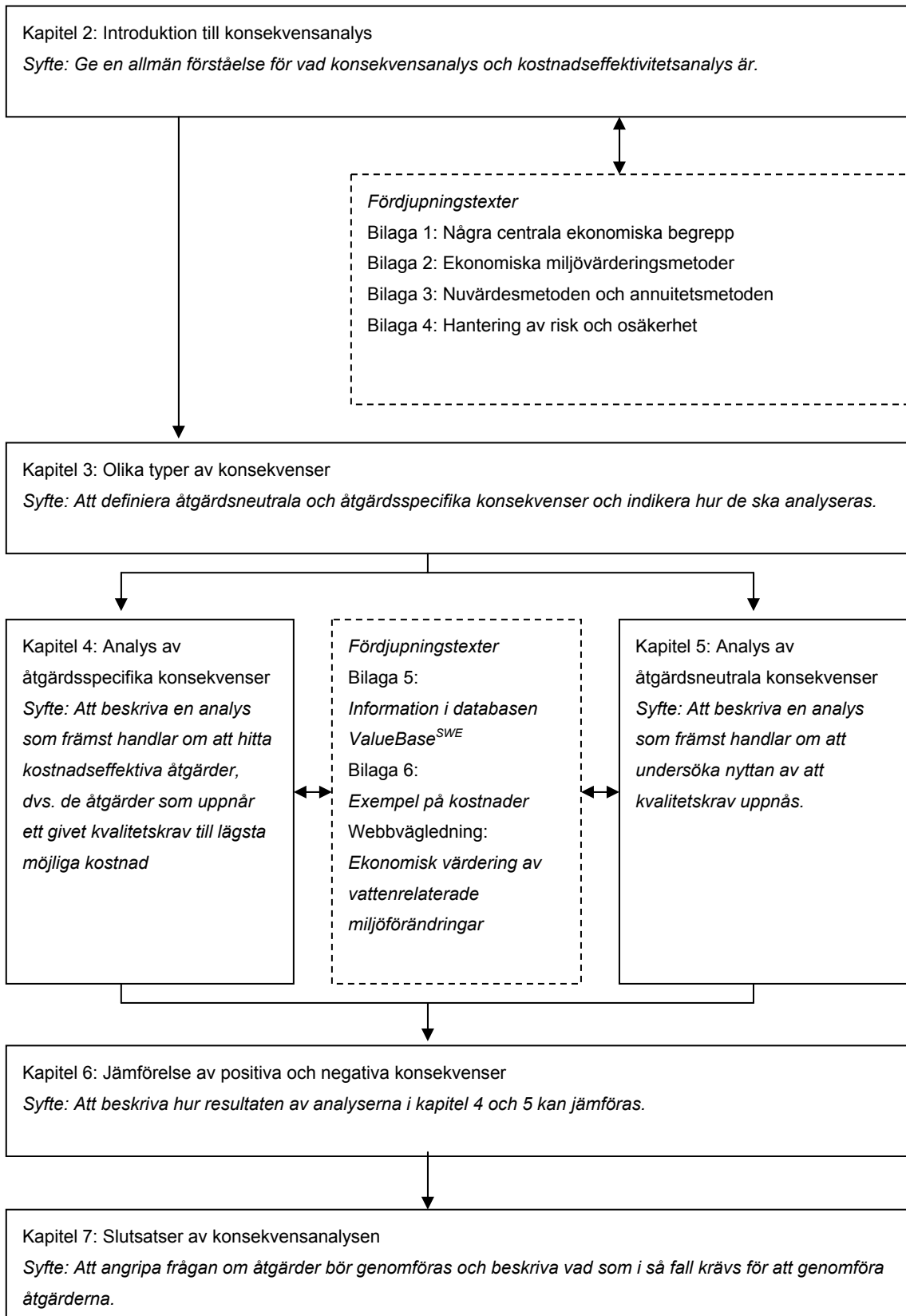
Ett åtgärdsprogram får omfatta all verksamhet och alla åtgärder som kan påverka möjligheten att uppfylla föreskrivna miljökvalitetsnormer.

I ett åtgärdsprogram skall anges

- 1) den miljökvalitetsnorm som skall uppfyllas,
- 2) de åtgärder som myndigheter eller kommuner behöver vidta för att miljökvalitetsnormen skall kunna uppfyllas, vilka myndigheter eller kommuner som behöver vidta åtgärder och när åtgärder behöver vara genomförda,
- 3) de uppgifter som i övrigt behövs till följd av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen.

Ett åtgärdsprogram skall innehålla en analys av programmets konsekvenser från allmän och enskild synpunkt.

Ett åtgärdsprogram skall omprövas vid behov, dock minst vart sjätte år.

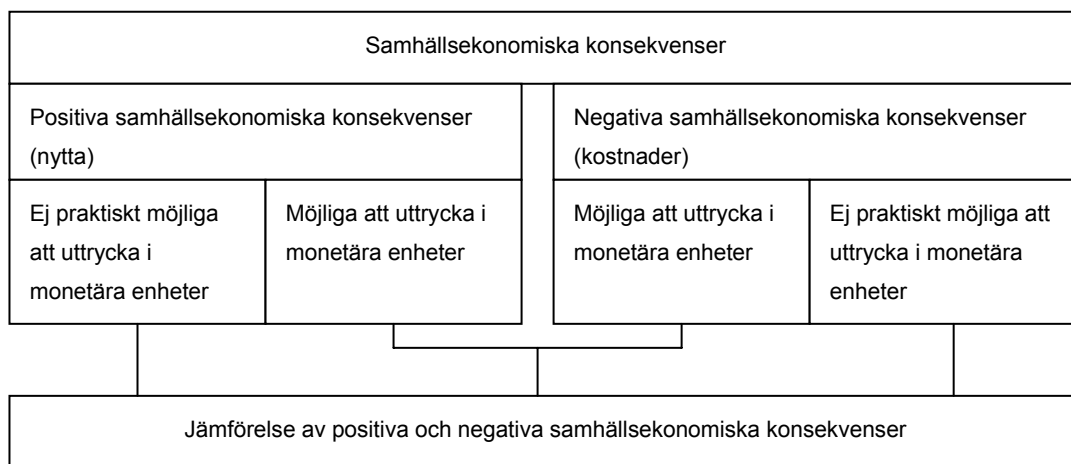


Figur 1. Illustration av handbokens innehåll inklusive hänvisning till fördjupningstext på Naturvårdsverkets webbplats.

*Utgångspunkten* är att föreslå miljöskyddsåtgärders ekonomiska och miljömässiga konsekvenser ska bedömas (t ex så som föreskrivs av VFF 6 kap 6 §).

*Vilka konsekvenser handlar handboken om?* Handboken handlar om samhällsekonomisk konsekvensanalys, det vill säga en analys av *samhällsekonomiska* konsekvenser. Observera att de miljömässiga konsekvensernas samhällsekonomiska effekter också ska ingå som konsekvenser i den samhällsekonomiska konsekvensanalysen.

*Hur kan de samhällsekonomiska konsekvenserna uttryckas?* De positiva samhällsekonomiska konsekvenserna (nytta) och de negativa samhällsekonomiska konsekvenserna (kostnader) ska så långt det är möjligt uttryckas i monetära enheter. Vissa samhällsekonomiska konsekvenser, ofta de som har att göra med miljöns betydelse för samhället, kan vara svåra att uttrycka i monetära enheter. Det är dock viktigt att dessa beskrivs åtminstone kvalitativt och beaktas i bedömningen av om de positiva samhällsekonomiska konsekvenserna är större eller mindre än de negativa samhällsekonomiska konsekvenserna. Detta illustreras av nedanstående figur. Observera att en annan viktig del av konsekvensanalysen är att analysera hur nytta och kostnader fördelar sig mellan olika grupper i samhället.



*Hur dela in de samhällsekonomiska konsekvenserna på ett sätt som är praktiskt för konsekvensanalysen?* I handboken delas de in i åtgärdsneutrala konsekvenser och åtgärdsspecifika konsekvenser.

De *åtgärdsneutrala* konsekvenserna är konsekvenser som följer av att uppfylla ett kvalitetskrav jämfört med den lägre miljö kvalitet som nollalternativet leder till, men vilka inte är beroende av vilken specifik åtgärd som vidtas för att uppfylla kvalitetskravet. Det här rör sig i huvudsak om de positiva samhällsekonomiska konsekvenser som uppstår till följd av att miljön förbättras till kvalitetskravets nivå.

De *åtgärdsspecifika* konsekvenserna är konsekvenser som har att göra med de ytterligare åtgärder som vidtas för att uppfylla kvalitetskravet. Dessa konsekvenser är i huvudsak olika åtgärds kostnader, och därför beskriver handboken hur en kostnadseffektivitetsanalys används för att analysera de åtgärdsspecifika konsekvenserna.

Figur 2. Vad menas med konsekvenser i den här handboken?

När kartläggningen och analysen i punkt 3 tyder på att det finns ett behov av ytterligare åtgärder för att uppfylla kvalitetskraven ska en konsekvensanalys av åtgärderna genomföras. För att beskriva hur detta går till är handboken upplagd på följande sätt. Upplägget illustreras även av figur 1.

Nästa kapitel (2) är en introduktion. Kapitlet ger en kort allmän beskrivning av konsekvensanalys och kostnadseffektivitetsanalys i syfte att ge läsaren en känsla för hur skogen ser ut innan träden (dvs. analysernas beståndsdelar) presenteras i senare kapitel. Där betonas att den typ av konsekvensanalys som denna handbok gäller är *samhällsekonomisk* konsekvensanalys. Det speciella med en sådan konsekvensanalys är att den har en ambition att uttrycka konsekvenser i samhälls-ekonomiska termer (nyttor och kostnader) och så långt det är möjligt göra detta i monetära enheter. Se även figur 2 för en översikt över vilka konsekvenser som handboken handlar om.

I kapitel 2 presenteras även ett exempel från verkligheten som används för att illustrera olika moment i analyserna. Exemplet handlar om Mälardalens avrinningsområde, för vilket relativt detaljerade konsekvens- och kostnadseffektivitetsanalyser har genomförts inom ramen för olika forskningsprojekt. Kapitel 2 introducerar även en del viktiga begrepp som används inom konsekvensanalys och kostnadseffektivitetsanalys.

För att underlätta arbetsgången i den samhällsekonomiska konsekvensanalysen definieras i kapitel 3 två olika huvudtyper av konsekvenser: åtgärdsneutrala konsekvenser och åtgärdsspecifika konsekvenser. De förra är konsekvenser som följer av att uppfylla ett kvalitetskrav jämfört med den lägre miljö kvalitet som nollalternativet leder till, men vilka inte är beroende av vilken specifik åtgärd som vidtas för att uppfylla kvalitetskravet. De senare är konsekvenser som har att göra med de ytterligare åtgärder som vidtas för att uppfylla kvalitetskravet. Se även figur 2.

Eftersom de åtgärdsspecifika konsekvenserna i huvudsak är olika åtgärds kostnader blir det sedan fråga om en kostnadseffektivitetsanalys av åtgärder, vilken beskrivs steg för steg i kapitel 4. I kapitel 5 beskrivs därpå steg för steg tillvägagångssättet för att analysera de åtgärdsneutrala konsekvenserna. I praktiken sker denna analys parallellt med analysen av åtgärdsspecifika konsekvenser. Ambitionen är genomgående att så långt det är möjligt uttrycka konsekvenserna i monetära enheter samtidigt som det understryks att de konsekvenser som inte går att uttrycka i monetära enheter också ska inkluderas i analysen.

I kapitel 6 redogörs för hur det går till att jämföra de positiva och negativa konsekvenser som framkommer ur analyserna som beskrivs i kapitel 4 och 5. Slutligen handlar kapitel 7 om vilka slutsatser som kan dras av konsekvensanalysen.

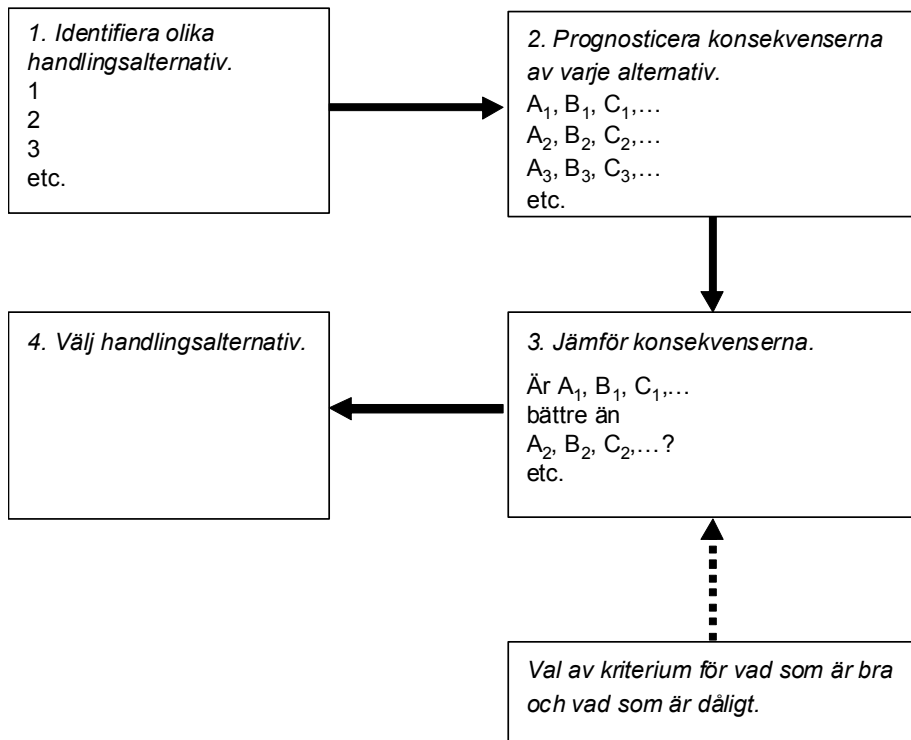
## 2 Introduktion till konsekvensanalys

Syftet med det här kapitlet är att bland annat ge en allmän inblick i konsekvensanalys (avsnitt 2.1) och kostnadseffektivitetsanalys (2.2) innan genomgången av analysernas detaljer följer i kapitel 4 och 5. Vidare introduceras i avsnitt 2.3 det exempel från verkligheten som används för att illustrera olika moment i analyserna. Avsnitt 2.4 ägnas åt att gå igenom ett antal begrepp som alla som ska göra en konsekvensanalys behöver ha kunskap om.

### 2.1 Vad är konsekvensanalys?

Konsekvensanalys är ett hjälpmedel för beslutsfattande. Analysens syfte är att identifiera de positiva och negativa konsekvenserna av ett projekt i samhället och i möjligaste mån även kunna jämföra dessa konsekvenser med varandra för att se om de positiva konsekvenserna är större än de negativa eller om det förhåller sig tvärtom. Med ett "projekt" kan menas de mest skilda aktiviteter och verksamheter i samhället, och konsekvensanalysen kan i princip ske *ex ante* eller *ex post*, det vill säga konsekvenserna av ett projekt kan undersökas innan projektet (eventuellt) sätts respektive efter att projektet har genomförts.

Det principiella tillvägagångssättet beskrivs av figur 3, som också ger en bild av fyra viktiga steg i beslutsfattande. Det *första* steget är att identifiera olika handlingsalternativ (1, 2, 3 osv.) som finns tillgängliga för att nå ett visst mål. Det kan exempelvis handla om olika åtgärdsprogram för att uppfylla ett kvalitetskrav. Det *andra* steget handlar om att försöka prognostisera konsekvenserna av varje handlingsalternativ. Dessa konsekvenser kan vara av många olika slag (A, B, C osv.) och uttrycks på olika sätt beroende på typen av konsekvens. Ett axplock av konsekvenser och hur de exempelvis kan uttryckas kan vara följande: Biologiska konsekvenser till följd av ett handlingsalternativ som t.ex. uttrycks i förekomsten av djur- och växtarter, sociala konsekvenser som t.ex. uttrycks i förändrad sysselsättningsgrad och ekonomiska konsekvenser som t.ex. uttrycks i förändrad inkomstnivå. Det *andra* steget resulterar alltså i en katalog av konsekvenser. Med denna katalog är man rustad att ge sig i kast med det *tredje* steget, som handlar om att jämföra konsekvenserna mellan de olika handlingsalternativen i syfte att bedöma vilket handlingsalternativ som är bäst. För att kunna göra en sådan bedömning behöver man vara utrustad med ett eller flera kriterier för vad som är bra och vad som är dåligt. Det *fjärde* steget består slutligen i att välja det handlingsalternativ som i steg 3 bedömdes vara det bästa alternativet.



Figur 3. Fyra steg i beslutsfattande.

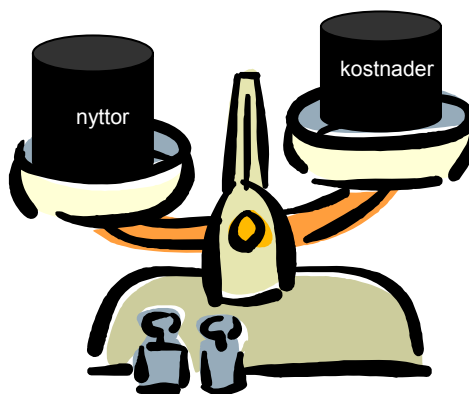
Den typ av konsekvensanalys som denna handbok gäller är *samhällsekonomisk* konsekvensanalys, se även figur 2. Det speciella med en sådan konsekvensanalys visar sig i steg 3, där den har en ambition att uttrycka konsekvenserna från katalogen i steg 2 i samhällsekonomiska termer och så långt det är möjligt göra detta i monetära enheter. Genom att uttrycka så många konsekvenser som möjligt monetärt blir det också lättare att jämföra konsekvenserna, eftersom de då mäts i samma enhet. En samhällsekonomisk konsekvensanalys skiljer sig på detta sätt från en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) som syftar till att identifiera och beskriva effekter som en planerad verksamhet eller åtgärd kan medföra på bl.a. människor, miljö, hushållning med mark, vatten, råvaror och energi. En MKB medför däremot inte krav på att dessa effekter skall uttryckas i samhällsekonomiska termer.

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

För att i möjligaste mån uttrycka nytta och kostnader i monetära enheter har monetära mått på förändringar i välbefinnande utvecklats i ekonomisk teori. Dessa mått är förändringen i konsumentöverskott (för individer) och förändringen i producentöverskott (för företag). De här måtten beskrivs närmare i avsnitt 2.4.1.1 och bilaga 1. De härleds utifrån antagandena att individer strävar efter att maximera sitt välbefinnande och att företag vill maximera sin vinst. De här monetära måtten låter sig skattas med hjälp av marknadsdata för varor och tjänster som är föremål för handel på marknader. Det finns dock många varor och tjänster som utan att vara marknadsprissatta är av betydelse för individers välbefinnande och företags vinster. Så är t.ex. fallet för många varor och tjänster som naturen och miljö tillhandahåller, exempelvis så kallade ekosystemtjänster inklusive miljö-kvalitet som vattenkvalitet och luftkvalitet. För sådana icke-marknadsvaror finns särskilda värderingsmetoder tillgängliga för att skatta förändringar i konsument- och producentöverskott. Att använda sådana metoder ger således en möjlighet att ta reda på de samhällsekonomiska effekterna av miljömässiga konsekvenser. De här metoderna beskrivs i mer detalj i avsnitt 2.4.3 och bilaga 2.

En samhällsekonomisk konsekvensanalys ska undersöka kostnaderna och nyttan för de individer och företag som bedöms beröras av ett projekt. Det kriterium som i en samhällsekonomisk konsekvensanalys vanligen används för vad som är bra eller dåligt att göra är huruvida samhälls-

ekonomisk lönsamhet föreligger. Samhällsekonomisk lönsamhet kännetecknas av att summan av samtliga nyttor för alla berörda individer och företag överstiger summan av samtliga kostnader för alla individer och företag. Med andra ord ska vågskålen med de totala nyttorna väga tyngre än vågskålen med de totala kostnaderna, jfr figur 4.



Figur 4. Samhällsekonomisk lönsamhet.

Den del av den samhällsekonomiska konsekvensanalysen som syftar till att studera om samhällsekonomisk lönsamhet föreligger eller inte kallas vanligen för *kostnads-nyttoanalys*. En annan viktig del av den samhällsekonomiska konsekvensanalysen är att studera hur nytta och kostnader fördelar sig på olika grupper/branscher/sektorer i samhället, så att en bild över *fördelningseffekterna* erhålls.

Det är endast i undantagsfall som det i en samhällsekonomisk konsekvensanalys går att uttrycka alla identifierade nyttor och kostnader i monetära enheter. Om kriteriet för samhällsekonomisk lönsamhet är uppfyllt eller inte kan således i typfallet endast delvis utvärderas genom en jämförelse mellan monetära mått. I jämförelsen måste även vägas in de samhällsekonomiska konsekvenser som inte har mätts monetärt, jfr figur 2.



## 2.2 Vad är kostnadseffektivitetsanalys?

Utgångspunkten för en kostnadseffektivitetsanalys är någon form av mål för samhället, exempelvis ett kvalitetskrav som innebär att tillförseln av kväve och fosfor till kusten ska minska med ett visst antal ton per år. För det mesta finns det flera olika tänkbara åtgärder att vidta för att uppfylla ett visst krav. Tillförseln av näringsämnen till havet kan exempelvis åstadkommas genom ändrade brukningsmetoder i jordbruket, kommunala reningsverk kan göras effektivare, hushåll med enskilda avloppslösningar kan anslutas till kommunala reningsverk, biltrafiken kan begränsas för att minska utsläppen av kväveoxider, och så vidare. Men vilka åtgärder som än vidtas är de knappast gratis. De resurser som används för att vidta åtgärderna skulle nämligen ha kunnat användas för något annat i samhället i stället.

Om nu inget är gratis, vilken eller vilka åtgärder bör då vidtas? Ett ekonomiskt kriterium för val av åtgärder är att välja de *kostnadseffektiva* åtgärderna. Det betyder åtgärden eller åtgärderna som uppfyller ett kvalitetskrav till lägsta möjliga kostnad. När ett kvalitetskrav har uppfyllts till så låga kostnader som möjligt sägs *kostnadseffektivitet* råda. Kravet ska vara uppfyllt, så kostnadseffektiva åtgärder ska alltså inte förväxlas med billiga åtgärder i betydelsen låg kvalitet. Syftet med en *kostnadseffektivitetsanalys* är att jämföra kostnaderna för olika åtgärdsalternativ och komma fram till vilken åtgärd eller kombination av åtgärder som är kostnadseffektiv. Detta kan huvudsakligen uttryckas på två sätt:

- 1) Kostnaden kan divideras med åtgärdens effekt och uttrycks exempelvis som kostnaden per reducerad mängd kväve (kr/kg kväve) eller kostnaden per renad kubikmeter vatten (kr/m<sup>3</sup> vatten). Hög kostnadseffektivitet innebär att kostnaden per effekt är låg.
- 2) Effekten kan divideras med åtgärdens kostnad och visar avkastningen på investeringen. Hög kostnadseffektivitet innebär att effekten per kostnad är hög.

I denna handbok kommer främst det första måttet på kostnadseffektivitet att användas.

Två huvudsteg i en kostnadseffektivitetsanalys är att identifiera möjliga åtgärder för att uppfylla kvalitetskravet och att samla in information om kostnaderna för att vidta olika åtgärder. Tabell 1 visar totalkostnaderna och marginalkostnaderna för två olika typer av åtgärder för att minska tillförseln av ett visst ämne till ett vattenområde. *Totalkostnaden* ökar mer och mer ju mer åtgärden används. *Marginalkostnaden* är lika med ökningen av totalkostnaden när resultatet av åtgärden ökar med en enhet. Om åtgärd 1 exempelvis används för att gå från en minskning av tillförseln på 3 kg till en minskning på 4 kg, ökar totalkostnaden från 5 000 till 10 000 kr. Marginalkostnaden för en minskning på 4 kg är således lika med  $10\,000 - 5\,000 = 5\,000$  kr.

Om marginalkostnaderna för alla åtgärder är kända, kan vi finna den kostnadseffektiva situationen där marginalkostnaderna för alla åtgärder är lika stora. Om de inte vore lika stora skulle det alltid gå att fördela om mellan åtgärderna så att samma resultat kan åstadkommas till en lägre totalkostnad.

Siffrorna i tabell 1 kan användas för att få en förståelse för varför lika stora marginalkostnader innebär kostnadseffektivitet. Säg exempelvis att åtgärd 1 och 2 är de enda tillgängliga åtgärderna och att kvalitetskravet uppfylls vid en minskning av tillförseln med totalt 4 kg. Ska detta åstadkommas genom att t.ex. låta åtgärderna stå för 2 kg var? Nej, det går att spara pengar genom att göra en omfördelning. Om åtgärd 1 istället används för att minska 3 kg och åtgärd 2 för att minska 1 kg sjunker totalkostnaderna från  $2\ 500 + 6\ 000 = 8\ 500$  kr till  $5\ 000 + 2\ 500 = 7\ 500$  kr. Då har en kostnadseffektiv situation uppnåtts, eftersom en total minskning på 4 kg inte kan uppnås till lägre kostnad. Att exempelvis låta åtgärd 1 stå för alla 4 kg skulle kosta 10 000 kr. Allmänt gäller alltså att det går att spara pengar genom att omfördela mellan olika åtgärder så länge marginalkostnaderna skiljer sig åt mellan åtgärderna.

**Tabell 1. Totala och marginella åtgärdskostnader, ett exempel.**

Minskning av tillförseln (kg)	Totalkostnad, åtgärd 1 (kr)	Marginalkostnad, åtgärd 1 (kr)	Totalkostnad, åtgärd 2 (kr)	Marginalkostnad, åtgärd 2 (kr)
0	0	..	0	..
1	1 000	1 000	2 500	2 500
2	2 500	1 500	6 000	3 500
3	5 000	2 500	12 000	6 000
4	10 000	5 000	30 000	18 000
5	50 000	40 000	100 000	70 000

## 2.3 Konsekvensanalys för Mälardalens avrinningsområde

För att illustrera vissa moment i konsekvensanalyser och kostnadseffektivitetsanalyser används nedan resultat från sådana analyser för Mälardalens avrinningsområde. För Mälardalens avrinningsområde har relativt detaljerade analyser genomförts inom ramen för forskningsprojekt som *Sustainable Coastal Zone Management* (SUZOZOMA, [www.sucozoma.tmbi.gu.se](http://www.sucozoma.tmbi.gu.se)) och *Marine Research on Eutrophication* (MARE, [www.mare.su.se](http://www.mare.su.se)), se t.ex. Frykblom et al. (2005), Scharin (2004), Soutukorva (2005) och Söderqvist et al. (2005) för detaljer. Eftersom det här rör sig om mångåriga forskningsinsatser ska dessa konsekvensanalyser och kostnadseffektivitetsanalyser inte förväxlas med de som mestadels kommer att göras med den här handboken som grund. Analyserna kan dock illustrera vad viktiga arbetsmoment som beskrivs i handboken handlar om.

### **2.3.1 Utgångspunkt: ett kvalitetskrav för kustmiljön**

Utgångspunkten för Mälardalen-studierna är behovet att minska tillförseln av näringsämnen till Stockholms skärgård på grund av marina eutrofieringseffekter. Sådana effekter finns exempelvis i Stockholms skärgård i form av t.ex. fintrådiga alger och grumligare vatten än vad det skulle vara i ett mer näringsfattigt stadium. Badare skulle troligen uppskatta ett klarare vatten, och det skulle även gynna blåstången. Ett klarare vatten skulle även vara till fördel för viktiga fiskarter som jagar med hjälp av synen, exempelvis abborre, som är en uppskattad fritidsfiskeart. Det verkar därför rimligt att en minskning av eutrofieringseffekterna skulle leda till övervägande positiva samhällsekonomiska konsekvenser (nytta).

För att åstadkomma detta måste åtgärder vidtas som kan minska utsläppen av näringsämnen från olika typer av källor. Detta leder i sin tur till att tillförseln av näringsämnen till kusten minskar och att koncentrationen av näringsämnen i skärgårdens vatten minskar, vilket förhoppningsvis leder till den önskade minskningen av eutrofieringseffekter.

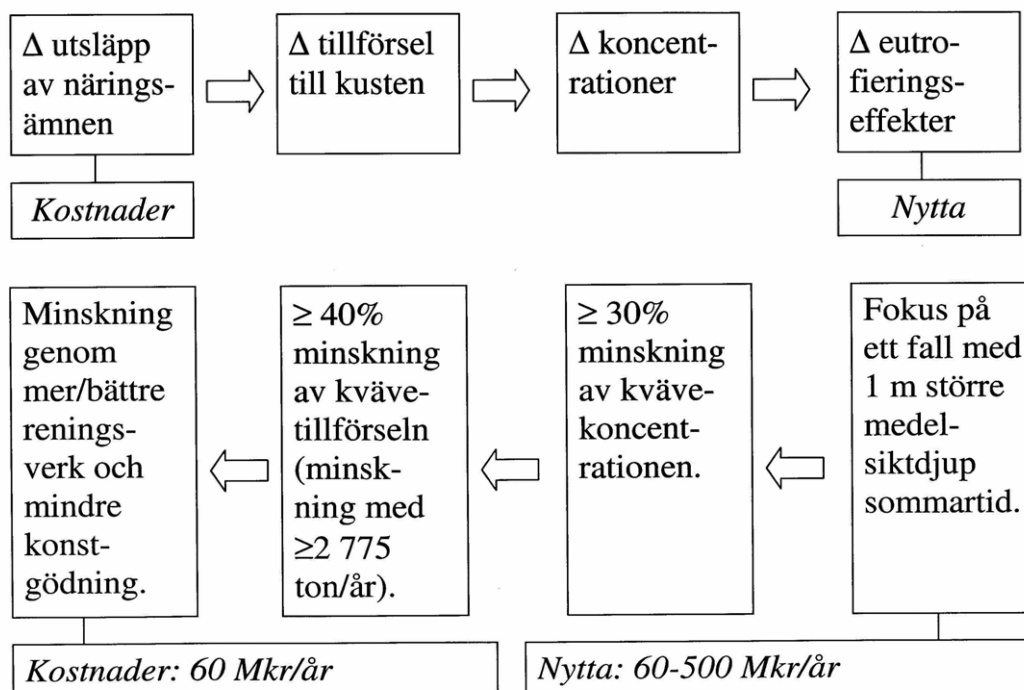
Den övre delen av figur 5 beskriver detta samband i boxform. Negativa samhällsekonomiska konsekvenser (kostnader) är i huvudsak kopplade till åtgärder för att minska utsläpp av näringsämnen. Sådana åtgärder är inte gratis att vidta utan medför kostnader. De positiva samhällsekonomiska konsekvenserna är i huvudsak kopplade till de minskade eutrofieringseffekterna.

### **2.3.2 Nyttan av att uppnå kvalitetskravet**

Den undre delen av figur 5 beskriver hur denna situation gjordes analyserbar. Det allmänna miljömålet kan sägas vara minskade marina eutrofieringseffekter, men en analys kräver att detta miljömål preciseras till något mätbart. Som framgår av den nedre högra boxen i figur 5 fokuserar Mälardalen-studien på siktdjupsförbättringar som ett mått på minskade eutrofieringseffekter, i synnerhet ett fall som går ut på en ökning av medelsiktdjupet sommartid i inner- och mellanskärgården med en meter. Som synes är ett resultat av studien att nyttan av en sådan ökning ligger mellan 60 och 500 miljoner kr per år. Två olika miljövärderingsmetoder användes i studien för att komma fram till detta resultat, se kapitel 4 för detaljer.

### **2.3.3 Ett åtgärdsprogram i Mälardalens avrinningsområde**

För att åstadkomma siktdjupsökningen krävs minskade koncentrationer av näringsämnen i skärgårdens vatten. Tidsseriedata gällande siktdjup och koncentrationer av näringsämnen tyder i studien på att det i första hand är en minskning av kvävekoncentrationerna som behövs för att öka siktdjupet i dessa kustvatten, närmare bestämt en koncentrationsminskning med minst 30 procent. För att uppnå detta bedömdes en minskning av tillförseln av kväve från Mälardalens avrinningsområde med minst 40 procent vara nödvändig, vilket vid den tid som studien genomfördes motsvarade minst 2 775 ton mindre tillförd kväve per år.



Figur 5. Ihopkoppling av nyttor och kostnader i Mälardalen-studien.

För att nå en sådan minskning behöver åtgärder vidtas i Mälardalens avrinningsområde. Men vilka åtgärder och var? För att angripa denna fråga delades Mälardalens avrinningsområde in i sex huvudavrinningsområden, som i sin tur uppdelades i 33 delavrinningsområden, jfr figur 6. En naturvetenskaplig modell som tog hänsyn till exempelvis jordartsförhållanden, vattenflöden och retentionsförmåga användes för att kunna prognostisera vad som händer med tillförseln av kväve till kusten om en utsläppsminskande åtgärd vidtas i något av delavrinningsområdena, se Scharin (2004). Att ha tillgång till en sådan modell var av central betydelse för analysen eftersom förekomsten av retention innebär att exempelvis en åtgärd inom jordbruket i trakterna kring Köping (i huvudavrinningsområde 1) som leder till ett minskat utsläpp med 100 kg kväve per år inte leder till att tillförseln av kväve till kusten minskar lika mycket. För åtgärder som berör källor belägna vid kusten, exempelvis reningsverket Himmerfjärdsverket, är däremot tillförselminskningen till kusten lika stor som utsläppsminskningen. Det behöver dock inte betyda att endast åtgärder som berör kustnära källor bör vidtas. Av kostnads- och/eller kapacitetsskäl kan det vara högst aktuellt att även vidta åtgärder även långt från kusten. Saken blir också annorlunda om det även finns separata kvalitetskrav för vattenområden i inlandet. Mälardalen-studien utgick dock från att det endast fanns ett kvalitetskrav och att detta gällde för kustmiljön.



Figur 6. Mälardalens avrinningsområde med sex huvudavrinningsområden.

Fyra potentiella typer av åtgärder studerades i analysen: (1) utökad kväverening i reningsverk, (2) minskad användning av handelsgödsel, (3) odling av fånggrödor och (4) anläggning av våtmarker. Genom att samla in information om kostnaderna för att vidta respektive åtgärd och åtgärdernas resultat i form av minskad tillförsel av kväve till kusten fanns en grund för att kunna analysera vilken kombination av åtgärder som åstadkommer den önskade minskningen av tillförseln till kusten till lägsta möjliga kostnad. Som framgår av figur 5 fanns åtgärdstyperna 1 och 2 med i det kostnadseffektiva åtgärdsprogrammet, vars totalkostnad beräknades till 57 miljoner kr per år. Mer detaljer om denna analys finns i kapitel 5.

#### **2.3.4 Samhällsekonomisk lönsamhet**

Mälardalen-studien gav ett underlag för att bedöma den samhällsekonomiska lönsamheten av att vidta åtgärder som åstadkommer den önskade siktdjupsförbättringen till lägsta möjliga kostnad. Slutsatsen av studien är att sådana åtgärder kan motiveras utifrån samhällsekonomisk synvinkel, eftersom nyttan uppskattades vara minst 60 miljoner kr, det vill säga större än kostnaderna. Vi återkommer till sådana jämförelser mellan nytta och kostnader i kapitel 6.

#### **2.3.5 Val av styrmedel för att implementera åtgärdsprogrammet**

Mälardalen-studien gav alltså samhällsekonomiska motiv för ett relativt storskaligt åtgärdsprogram för att få bukt med eutrofieringseffekterna i Stockholms skärgård. Nästa fråga blir då hur ett sådant åtgärdsprogram bör implementeras? Eller annorlunda uttryckt, vilka miljöpolitiska styrmedel bör införas för att se till att åtgärdsprogrammet blir verklighet? Mälardalen-studiens analys av denna fråga tar bland annat som utgångspunkt att en kostnadseffektiv kombination av åtgärder sällan innebär en proportionell fördelning av åtgärdsinsatser mellan olika sektorer

och geografiska områden. Kostnaden per miljöeffekt i skärgården skiljer sig troligen åt mellan åtgärder i jordbruket utanför Köping och åtgärder i kustnära jordbruk, t.ex. på Södertörn (i huvudavrinningsområde 6). Därför är det inte troligt att ett kostnadseffektivt åtgärdsprogram leder till slutsatsen att både jordbruket utanför Köping och jordbruket på Södertörn ska reducera sina utsläpp med samma procenttal. (Observera att för denna slutsats spelar det återigen roll att det i Mälardalen-studien inte definieras några kvalitetskrav för vattenområden i inlandet.) Således behövs styrmedel som är förenliga med geografisk differentiering av åtgärdsinsatserna. Mer om val av styrmedel finns i kapitel 7.

## 2.4 Att tänka på när man gör konsekvensanalys

I det här avsnittet diskuteras några viktiga begrepp som är bra att känna till när processen med att genomföra konsekvensanalysen startar och under hela arbetets gång. Det handlar om principerna för en samhällsekonomisk analys (centrala begrepp), fördelningseffekter, miljövärderingsmetoder, känslighetsanalys, diskontering, fasta eller rörliga priser, reala eller nominella räntor.

### 2.4.1 Samhällsekonomisk analys

Det grundläggande syftet med en samhällsekonomisk analys är att beräkna den totala effekten som ett åtgärdsprogram/projekt har på välfärden i samhället. I den samhällsekonomiska analysen är det inte enbart materiella konsekvenser som värderas utan även icke-materiella konsekvenser såsom exempelvis minskade rekreativvärden. Ett huvudmål för den samhällsekonomiska analysen är att undersöka om samhällsekonomisk lönsamhet föreligger eller inte.

Hur skiljer sig en samhällsekonomisk kalkyl från en privatekonomisk? Det finns vissa gemensamma drag, men också vissa viktiga skillnader. Allmänt kan sägas att de intäkter och kostnader som räknas med i en privatekonomisk kalkyl är sådana som påverkar ett företags resultat- och balansräkningar, t.ex. försäljningsintäkter, investeringskostnader och kostnader för förbrukningsmaterial. När det gäller en åtgärds privatekonomiska lönsamhet gäller det att de poster som räknas med täcker in samtliga sådana intäkter och kostnader som åtgärden leder till. Dessutom är det viktigt att endast de intäkter och kostnader som är en följd av åtgärden räknas med. Eftersom denna handbok handlar om samhällsekonomiska kalkyler lämnar vi nu de privatekonomiska resonemangen därhän och övergår till vad som kännetecknar en samhällsekonomisk kalkyl. Avsnitten 2.4.1.1–2.4.1.5 ger en kortfattad presentation av några centrala begrepp inom ramen för en samhällsekonomisk analys.

#### 2.4.1.1 KONSUMENTÖVERSKOTT OCH PRODUCENTÖVERSKOTT

Allmänt uttrycker förändringen i konsumentöverskott ( $\Delta K\ddot{O}$ ) och förändringen i producentöverskott ( $\Delta P\ddot{O}$ ) hur människors välbefinnande respektive företagets

vinster påverkas av förändringen i åtgången/produktionen av olika varor och tjänster. Varor och tjänster bör tolkas i bredaste möjliga mening, så att exempelvis nyttigheter som naturen tillhandahåller också ses som en vara eller tjänst. Det kan även vara centralt att inte enbart se på flödena av nyttigheter från naturen utan även hur en flödesförändring kan påverka naturens kapacitet (det s.k. naturkapitalet) att producera nyttigheter i framtiden. Vid exempelvis ett alltför hårt nyttjande av ett ekosystem kan systemets förmåga att utstå störningar (dess resiliens) förändras på ett sätt som gör att dess tillhandahållande av varor och tjänster minskar drastiskt, jfr t.ex. Söderqvist et al. (2004).

Ur beräkningssynpunkt spelar det stor roll om de varor och tjänster som påverkas är föremål för prissättning på någon marknad eller inte. Hälsorisker och olika typer av ekosystemtjänster, inklusive miljö kvalitet, är ofta inte marknadsprissatta, men olika hälso- och miljöekonomiska värderingsmetoder kan då tillämpas för att beräkna  $\Delta KÖ$  och  $\Delta PÖ$  som uppstår i detta fall. Avsnitt 2.4.3 och bilaga 2 ger en översikt över sådana metoder. I bilaga 1 beskrivs närmare hur man kan räkna ut  $\Delta KÖ$  och  $\Delta PÖ$ , men helt kort kan sägas att:

- $KÖ$  är skillnaden mellan vad individen är villig att betala för en vara eller tjänst och vad hon faktiskt betalar för varan/tjänsten.
- $PÖ$  är skillnaden mellan företagets totala intäkter och dess totala rörliga kostnader.

#### 2.4.1.2 VÄRDERING AV NYTTA OCH KOSTNADER GENOM MARKNADSPRISER

För konsekvenser som uppstår för varor och tjänster som säljs och köps på en marknad kan marknadspriset användas för att uttrycka nyttan och kostnaderna i monetära enheter.

- *Värdering av nytta och kostnader vid konstanta marknadspriser*  
Om ett visst förslag inte kan förväntas förändra marknadspriserna kan detta marknadspris multiplicerat med kvantiteten motsvara den samhällsekonomiska nyttan av förslaget. Om kilopriset på torsk t.ex. är 20 kr och miljön i ett visst havsområde förbättras så mycket att utbudet på torsk ökar med 100 ton per år så kan den samhällsekonomiska nyttan av denna kvantitetsökning beräknas som  $20 \times 100\,000 = 2$  miljoner kr per år. I en konsekvensanalys skall dock hänsyn tas till att ökade fångster förmodligen även leder till ökade kostnader i form av fiskeansträngning. Som nämndes ovan är det *vinst*förändringen som mäter nyttan.
- *Skatter, subventioner och andra transfereringar*  
Transfereringar, dvs. betalningar som görs utan vara eller tjänst i utbyte ska inte räknas med i den samhällsekonomiska kalkylen eftersom de inte påverkar samhällets totala nytta (inkomsten av en aktör motsvaras av en utgift för en annan).

○ *Imperfekta marknadspriser*

På exempelvis monopolmarknader speglar inte marknadspriserna de ”sanna” priserna, dvs. de priser som reflekterar marginalkostnaden vid ökad produktion. Ofta är det svårt att göra en korrektion för imperfekt konkurrens och då används de observerade marknadspriserna trots allt, även om de kan vara snedvridna av t.ex. statliga subventioner. Jordbruket är ett exempel på sektor där statliga subventioner är mycket vanliga som styrmedel för att påverka markanvändning och djurhållning.

2.4.1.3 EXTERNA EFFEKTER

Konsekvenser av en åtgärd som påverkar andra än de som genomför åtgärden eller konsumerar den aktuella varan/tjänsten brukar kallas externa effekter. Dessa kan vara både positiva och negativa. Ett exempel på negativ extern effekt är när miljöeffekter inte kommer med i ett företags finansiella kalkyler annat än om de innebär direkta kostnader för företaget i fråga. Externa effekter kan ha betydelse för hur en åtgärd påverkar samhällets samlade välfärd och därför är det viktigt att de kommer med i den samhällsekonomiska kalkylen. Det första man då måste göra är att identifiera de externa effekterna med ett åtgärdsprogram, vilket inte är någon lätt uppgift. Beskrivningen av de externa effekterna sker med hjälp av marknadspriser eller, om sådana saknas, med hjälp av miljövärderingsmetoder.

2.4.1.4 KOLLEKTIVA VAROR

Två egenskaper hos (renodlade) kollektiva varor:

- i) **icke-exkluderbarhet**, dvs. människor kan inte utestängas från konsumtionen av varan.
- ii) **icke-rivalitet**, dvs. en individs konsumtion minskar inte den mängd av varan som finns tillgänglig för andra personer.

Renodlade kollektiva varor är sällsynta men många varor har kollektiva egenskaper, åtminstone till viss grad. Några exempel på kollektiva varor är ren luft, friskt vatten, välfungerande ekosystem, orörda skogar, fyrlyuset i farleden, försvaret m.m. För att ta det konkreta exemplet med fyren så är det mycket besvärligt att utestänga vissa sjöfarande att dra nytta av fyrlyusets vägledning (icke-exkluderbarhet) och en sjöfarares användning av fyrlyusets vägledning hindrar inte andra att använda sig av det (icke-rivalitet). För kollektiva varor finns vanligen inte marknadspriser som kan användas för värdering, men eftersom de kollektiva varorna ändå har ett värde för samhället kan miljövärderingsmetoder användas för att sätta kronor och ören på dem.

2.4.1.5 ÖVERENSSTÄMMELSE MELLAN MONETÄRA ENHETER

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



För det första betyder förekomsten av inflation att det finns en skillnad mellan det som kallas rörliga priser och det som kallas fasta priser. För de senare är effekten av inflation bortrensad, t.ex. med hjälp av konsumentprisindex (KPI). Det är vanligast att fasta priser används i konsekvensanalyser. Då slipper man göra antaganden om framtida inflationsutveckling, och är en någorlunda konstant prisutveckling att förvänta under åtgärdens livstid är fasta priser att föredra. Det är även möjligt att använda rörliga priser, och om priserna som används i analysen kan förväntas öka i olika takt är det lämpligare att använda rörliga priser. I alla händelser är det viktigt att vara konsekvent och inte blanda rörliga och fasta priser.

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

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

#### 2.4.1.6 DISKONTERING I DEN SAMHÄLLSEKONOMISKA KALKYLEN

Diskontering används för att ta hänsyn till att nyttor och kostnader inträffar vid skilda tidpunkter och därför inte kan jämföras direkt med varandra. De två metoderna som används för diskontering är *nuvärdesmetoden* och *annuitetsmetoden*. Dessa båda metoder beskrivs i något mer detalj i bilaga 3, se även Queb (2006), Naturvårdsverket (2003) och Naturvårdsverket (2006).

##### ○ *Val av diskonteringsmetod*

De två diskonteringsmetoderna resulterar åtminstone teoretiskt sett till samma rangordning av projekt. Valet mellan metoderna baseras ofta på om det är av intresse att uttrycka konsekvenser som nuvärden eller som årliga belopp (se bilaga 3).

##### ○ *Vad innebär det att diskontera miljönytta?*

Ofta är fallet att kostnaderna med åtgärder som syftar till att förbättra miljön inträffar före nyttorna som åtgärderna leder till. När kostnader och nyttor uppstår vid skilda tidpunkter är valet av storleken på diskonteringsräntan särskilt viktigt. Allmänt gäller att ju högre diskonteringsränta och ju längre fram i tiden en konsekvens inträffar desto lägre blir dess nuvärde. Det kanske

svåraste är att veta vilken diskonteringsränta som ska väljas för konsekvenser som inträffar mycket långt fram i tiden och som påverkar framtida generationer. Detta är framför allt en etisk fråga, jfr Naturvårdsverket (2006).

○ *Hur hög ska diskonteringsräntan vara?*

Den nivå som väljs på diskonteringsräntan visar hur snabbt värdet av framtida kostnader och nyttor avtar med tiden. Om diskonteringsräntan t.ex. är noll innebär detta att framtida konsekvenser värderas lika högt som om de uppstår idag. Och på motsvarande sätt innebär en oändligt hög diskonteringsränta att framtida konsekvenser värderas till noll. Naturvårdsverket rekommenderar att den reala diskonteringsräntan sätts till 4 %, men oavsett vilken ränta som väljs är det nödvändigt att göra känslighetsanalyser där räntenivån varierar.

○ *Real eller nominell diskonteringsränta?*

Som framgick av avsnitt 2.4.1.5 är det vanligast att den samhällsekonomiska analysen görs i fasta priser, dvs priser som *inte* reflekterar inflationsnivån i samhället. Man anger då kostnaderna i ett visst års priser, t.ex. 2001, även om de avser ett år som ligger långt framåt i tiden. Den ränta som då ska användas är realräntan, vilken grovt sett är lika med den nominella räntan minus inflationstakten. Om rörliga priser används i analysen ska en nominell ränta däremot användas..

## 2.4.2 Fördelningseffekter

Att summera nyttor och kostnader av åtgärder visar de samhällsekonomiska konsekvenserna för samhället som helhet, men en summa säger inget om hur dessa konsekvenser fördelar sig mellan individer och grupper i samhället. Därför är det även viktigt att studera fördelningseffekterna av ett förslag. Ett exempel på hur detta kan göras visas i box 4-5 i avsnitt 5.1, som är ett exempel från Mälardalen-studierna.

## 2.4.3 Miljövärderingsmetoder

Miljö och hälsa är ofta inte föremål för handel på någon marknad och har därmed inte något marknadspris. Det går då inte att direkt använda sig av data om individers avvägningar på marknader för att skatta deras betalningsvilja (eller kompensationskrav). Inom de nationalekonomiska forskningsfälten miljöekonomi och hälsoekonomi har det därför utvecklats en rad olika värderingsmetoder som syftar till att trots detta problem få information om det ekonomiska värdet av bättre miljö eller hälsa. Syftet med värderingsmetoderna är i princip att skatta det totala ekonomiska värdet, vilket ofta indelas i *användarvärden* och *icke-användarvärden*, där de senare värdena hänför sig till faktumet att människor kan värdesätta en bättre miljö även om de personligen inte har för avsikt att använda sig av den förbättrade miljön. Det kan exempelvis finnas personer som sätter värde på att naturområden i Antarktis skyddas från miljöförstöring trots att de själva aldrig har tänkt sig att besöka Antarktis. Användarvärden och icke-användarvärden kan i sin tur indelas i olika delvärden. Olika värderingsmetoder har dock olika hög grad av

förmåga att skatta olika värden, och en speciell egenskap med s.k. *scenariometoder* är att de kan fånga upp icke-användares värden, se vidare nedan. Metoderna presenteras i detalj i t.ex. Freeman (2003) och översiktligt i t.ex. Brännlund och Kriström (1998) och Söderqvist m.fl. (2004).

I korthet brukar tre olika huvudgrupper av metoder urskiljas. Den ena gruppen av metoder baserar sig på data om individers faktiska marknadsbeteende (*revealed preferences methods*, RP-metoder). Då utnyttjas olika slags samband mellan miljö och hälsa å ena sidan och en eller flera marknadsvaror å andra sidan för att indirekt komma åt värderingen av miljö och hälsa. Den andra gruppen är scenariometoder (*stated preferences methods*, SP-metoder), som med hjälp av enkäter eller intervjuer går ut på att fråga (ett oftast slumpmässigt urval av) individer om deras betalningsvilja (eller kompensationskrav) för att få ett visst scenario förverkligat. En tredje grupp består av värderingsmetoder som inte är lika fast rotade i ekonomisk teori som de två första grupperna av metoder. De vanligaste metoderna presenteras i mer detalj i bilaga 2.

Även om det i allmänhet är önskvärt att genomföra en ekonomisk värdering genom att göra en ny tillämpning av någon värderingsmetod är detta inte alltid möjligt av kostnadsskäl. Det kan helt enkelt vara för dyrt att samla in nya data genom exempelvis enkät- och intervjustudier. Då finns möjligheten att överföra resultat från någon tidigare genomförd värderingsstudie till ett nytt sammanhang. Sådan s.k. *värdeöverföring* kan tänkas bli ett mycket viktigt sätt för berörda myndigheter att ta hänsyn till nyttosidan av miljöåtgärder och ges därför en närmare beskrivning nedan.

#### 2.4.3.1 VÄRDEÖVERFÖRINGAR

Vid en värdeöverföring generaliseras resultaten från en tidigare genomförd värderingsstudie ("primärstudien") till att gälla ett nytt sammanhang. En utredare kan exempelvis stå inför uppgiften att värdera en förbättrad vattenkvalitet i Blekinge skärgård, men hennes budget tillåter inte någon insamling av primärdata. Ett alternativ kan då vara att hon utgår från resultaten från en tidigare utförd värderingsstudie av förbättrad vattenkvalitet i Stockholms skärgård och använder dessa för att värdera den förbättrade vattenkvaliteten i Blekinge skärgård. Sådana värdeöverföringar är endast rimliga att göra om den miljöförändring som värderades i primärstudien är likartad den som ska värderas i det nya sammanhanget. Vidare måste faktorer som är av betydelse för värderingen (t.ex. inkomst och preferenser) vara likartade eller åtminstone möjliga att justera för. Om dessa krav uppfylls på ett tillfredsställande sätt kan värdeöverföringar vara ett kostnads-effektivt sätt att genomföra en ekonomisk värdering (Brouwer 2000).

En lämplig principiell arbetsgång för att genomföra en värdeöverföring presenteras i tabell 2. Potentiellt lämpliga primärstudier kan exempelvis hittas i databaser över ekonomiska värderingsstudier såsom ValueBase<sup>SWE</sup> ([beijer.kva.se/valuebase.htm](http://beijer.kva.se/valuebase.htm)) och EVRI ([evri.ca](http://evri.ca)). Se även Naturvårdsverkets webbmateriel om ekonomiska

värden vattenrelaterade miljöförändringar ([naturvardsverket.se/vattenforvaltning](http://naturvardsverket.se/vattenforvaltning)). Primärstudiens resultat överförs sedan till det nya sammanhanget, helst efter att ha justerat primärstudiens resultat för skillnader i antalet berörda, inkomst, befolkningsfördelning, geografiska och kulturella skillnader etc. En fullständig sådan justering är inte möjlig att uppnå varför en viss nivå av osäkerhet alltid kvarstår. Avgränsningen av antalet berörda får ofta ett stort genomslag i slutresultatet. Vid en värdeöverföring är det viktigt att redovisa de osäkerheter som en värdeöverföring oundvikligen medför och att tolka resultatet med den försiktighet som osäkerheterna motiverar.

**Tabell 2. Lämplig arbetsgång vid genomförandet av en värdeöverföring.**

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

Källa: Bearbetat från Brouwer (2000).

#### 2.4.4 Känslighetsanalys

För särskilt osäkra parametrar i den samhällsekonomiska kalkylen är det lämpligt att göra känslighetsanalyser. Det kan t.ex. handla om att man vid diskontering av kostnader och nyttor varierar diskonteringsräntans storlek för att se hur resultaten påverkas av detta. Andra osäkerheter kan ha att göra med den framtida ekonomiska tillväxten, om ett eventuellt styrmedel kommer att sättas in, investeringskostnaden för en viss åtgärd, hur stora utsläppsreduktioner en viss reningsteknik ger upphov till osv. För sådana osäkra variabler är det nödvändigt att känslighetsanalyser görs för att resultatet av den samhällsekonomiska kalkylen ska bli så rättvisande och realistisk som möjligt. Vi återkommer till känslighetsanalyser vid de olika delmomenten i konsekvensanalysen, dvs. vid framtagandet av kostnader och nyttor samt slutligen vid sammanvägningen av de båda. Se även Bilaga 4 om hantering av osäkerhet och risk.

### 3 Olika typer av konsekvenser

Handboken kommer att skilja mellan två huvudtyper av konsekvenser som ska uttryckas i samhällsekonomiska termer: åtgärdsneutrala konsekvenser och åtgärdsspecifika konsekvenser. Den här indelningen är praktisk för konsekvensanalysen, eftersom den bidrar till att renodla nyttosidan och kostnadssidan. Skillnaden mellan de här typerna av konsekvenser är följande:

- 1) Åtgärdsneutrala konsekvenser är konsekvenser som följer av att uppfylla ett kvalitetskrav jämfört med den lägre miljö kvalitet som nollalternativet leder till, men vilka inte är beroende av vilken specifik åtgärd som vidtas för att uppfylla kvalitetskravet. (En längre benämning skulle därför kunna vara åtgärdstypneutrala konsekvenser.) Det här rör sig i huvudsak om de positiva konsekvenser som uppstår till följd av att miljön förbättras till kvalitetskravets nivå. Det kan exempelvis handla om den förbättrade badvattenkvalitet i ett vattenområde som en minskning av tillförseln av näringsämnen till vattenområdet resulterar i oavsett hur denna minskade tillförsel har åstadkommit.
- 2) Åtgärdsspecifika konsekvenser är konsekvenser som har att göra med de ytterligare åtgärder som vidtas för att uppfylla kvalitetskravet. (En längre benämning skulle därför kunna vara åtgärdstypspecifika konsekvenser.) Dessa konsekvenser är i huvudsak olika åtgärds kostnader, och därför är syftet med analysen av dessa att hitta de kostnadseffektiva åtgärderna, det vill säga den kombination av åtgärder (eller eventuellt den åtgärd) som uppfyller kvalitetskravet till lägsta möjliga kostnad. Att göra en kostnadseffektivitetsanalys är sättet att hitta denna åtgärds kombination. Det ska dock observeras att det ibland uppstår positiva bieffekter av att en viss åtgärd vidtas, och sådana åtgärdsspecifika positiva konsekvenser tas med som en negativ kostnad i kostnadseffektivitetsanalysen. Ett exempel på en sådan positiv bieffekt kan vara att jakt gynnas av anläggning av våtmarker även om syftet med själva våtmarken ur vattenmiljösynpunkt är att minska tillförseln av näringsämnen. Det ekonomiska värdet av de ökade jaktmöjligheterna ska då komma in som en post i kostnadseffektivitetsanalysen som sänker de totala kostnaderna för våtmarksanläggning, dvs. som en negativ kostnad.

I kapitel 4 beskrivs hur de åtgärdsspecifika konsekvenserna analyseras och kapitel 5 handlar om hur de åtgärdsneutrala konsekvenserna analyseras. Denna ordningsföljd av kapitlen betyder inte att de åtgärdsspecifika konsekvenserna ska analyseras först och de åtgärdsneutrala sedan, utan dessa konsekvensanalyser löper i praktiken parallellt, jämför figur 1.

## 4 Analys av åtgärdsspecifika konsekvenser

De åtgärdsspecifika konsekvenserna rör sig i huvudsak om kostnaderna för att vidta olika åtgärder i syfte att uppfylla kvalitetskravet. Vad som beskrivs i detta kapitel är därför arbetsgången för att genomföra en kostnadseffektivitetsanalys, det vill säga en analys som syftar till att identifiera vilken kombination av åtgärder som uppfyller kvalitetskravet till lägsta möjliga kostnad. Se exempelvis Queb (2006) för ett exempel på hur kostnadseffektivitetsanalys kan gå till.

Kostnadseffektivitetsanalysen består av följande steg:

- A) Identifiera möjliga åtgärder.
- B) Beskriv hur identifierade åtgärder kan bidra till att uppfylla kvalitetskravet.
- C) Bedöm vilka åtgärder som kan anses vara lämpliga och realistiska.
- D) Samla in information om kostnaderna för de åtgärder som anses vara lämpliga och realistiska.
- E) Samla in information om miljöeffekterna av dessa åtgärder.
- F) Rangordna åtgärderna efter marginalkostnad eller total kostnad per miljöeffekt.
- G) Dra preliminär slutsats om vilken åtgärd eller vilken kombination av åtgärder som är kostnadseffektiv, det vill säga uppfyller kvalitetskravet till lägsta möjliga kostnad.
- H) Gör känslighetsanalys.
- I) Gör slutlig bedömning om vilket åtgärdsprogram som är kostnadseffektivt och analysera fördelningseffekter.

Vart och ett av dessa steg beskrivs närmare nedan. Observera att steg A och B kan ses som ett sätt att åstadkomma en bruttolista på åtgärder som kan användas för inledande diskussioner om vilka åtgärder som är lämpliga. Utifrån resultatet av dessa diskussioner kan sedan en nedbantad nettolista identifieras som steg C. För åtgärderna som finns med på denna nettolista går arbetet vidare med steg D-G, så att ett detaljerat underlag för bedömning av kostnadseffektiva åtgärder kan tas fram för åtgärderna i nettolistan.

### 4.1 Steg A. Identifiera möjliga åtgärder

I det här steget gäller det att göra en identifiering av vilka åtgärder som är möjliga att vidta för att uppfylla kvalitetskravet. Den här identifieringen bör vara så bred som möjligt och innefatta såväl reaktiva som proaktiva åtgärder. Med andra ord upprättas en "bruttolista" på möjliga åtgärder.

Med åtgärder menas inte nödvändigtvis nya typer av åtgärder än de som har vidtagits tidigare, utan det kan även handla om att göra mer av samma sak som har gjorts tidigare eller att på olika sätt förbättra befintliga åtgärder.

Några exempel på åtgärdestyper för att förbättra vattenkvalitet är följande:

- Åtgärder som minskar vattenkonsumenters (enskilda, jordbruk, industri) vattenförbrukning.
- Åtgärder som minskar direkta utsläpp av oönskade ämnen till vatten från enskilda, jordbruk, och industrier.
- Åtgärder som minskar utsläpp från aktörer som indirekt orsakar utsläpp till vatten (t.ex. trafik, jordbruk mm.).
- Landskapsinriktade åtgärder som påverkar utsläppskällans effekt på recipienten, t.ex. anläggande av våtmarker, buffertzoner, osv.

För att få åtgärderna genomförda i praktiken finns olika styrmedel tillgängliga. Valet av styrmedel görs dock först när önskvärda åtgärder har identifierats, se kapitel 7.

## 4.2 Steg B. Beskriv hur identifierade åtgärder kan bidra till att uppfylla kvalitetskravet

För åtgärderna på bruttolistan beskrivs allmänt vilka effekter åtgärderna får, så att det går att bedöma i vilken mån åtgärderna kan bidra till att uppfylla kvalitetskravet.

## 4.3 Steg C. Bedöm vilka åtgärder som kan anses vara lämpliga och realistiska

I detta steg ska bruttolistan omvandlas till en nettolista på åtgärder genom en bedömning av vilka åtgärder som i princip är lämpliga och realistiska. För att göra denna bedömning när det gäller åtgärder för att nå ett vattenkvalitetskrav kan till exempel följande information behövas (exempel på fler punkter finns i Naturvårdsverket, 1999.):

- Uppgifter om referensscenario, t ex total utsläppsmängd såsom de framgår av resultaten av prognoserna i karaktäriseringen av avrinningsdistrikten.
- Vilken effekt medför åtgärden sett i olika skalor, exempelvis:
  - Lokalt
  - Regionalt
  - Nationellt

- Internationellt
- Påverkar åtgärden utsläppen av flera ämnen?
- I vilken grad kan åtgärden genomföras?
- Vid vilken tidpunkt kan åtgärden införas och när får den effekt?
- Har åtgärden någon effekt på andra åtgärder som föreslås?
- Vilka åtgärder går inte att kombinera med varandra?
- Får man ökad reningsgrad om ytterligare investeringar görs i samma åtgärd?
- Vem åligger det att genomföra åtgärden?
- Vilka åtgärder kan förväntas vara föremål för teknisk utveckling?

För att lyckas med bedömningen är det sannolikt viktigt med intressentmedverkan, det vill säga att ha kontakt med de aktörer som ska genomföra åtgärder i praktiken. Om någon aktör anser någon åtgärd vara orimlig och har fog för denna åsikt kan en implementering av åtgärden bli problematisk.

**Box 1. Exempel från studien av Mälardalens avrinningsområde.**

Fyra potentiella typer av åtgärder studerades i studien:

- a) Utökad kväverening i reningsverk.
- b) Minskad användning av handelsgödsel.
- c) Odling av fånggrödor.
- d) Anläggning av våtmarker.

Fler tänkbara åtgärder finns, t.ex. minskningar av luftutsläpp av kväveoxider och att ansluta enskilda avlopp till det kommunala VA-nätet. Sådana åtgärder togs dock inte med i analysen, bland annat eftersom de fyra åtgärderna ovan på förhand bedömdes vara tillräckliga för att på ett kostnadseffektivt sätt uppnå de önskade minskningarna av kvävetillförseln till havet. De bedömdes även vara realistiska på så sätt att de redan ingår som miljö- och jordbrukspolitiska åtgärder. Dessutom var kostnaderna för dessa åtgärder relativt låga i förhållande till kostnaderna för åtgärder som kan minska utsläpp från trafiken och enskilda avlopp.

## 4.4 Steg D. Samla in information om kostnaderna för de åtgärder som anses vara lämpliga och realistiska

### 4.4.1 Identifiera kostnadsposter

När en nettolista har utarbetats genom steg C ska de kostnader som åtgärderna på nettolistan medför identifieras. Som ett första delsteg handlar detta om att lista vilka typer av kostnadsposter som varje åtgärd medför.

Allmänt gäller att med kostnader menas här de extra kostnader som uppstår utöver nollalternativet då inga ytterligare åtgärder vidtas för att uppnå kvalitetskravet. Sådana kostnader kan vara av många olika slag, och här görs en åtskillnad mellan



direkta och indirekta åtgärds kostnader. Med *direkta* åtgärds kostnader avses de kostnader som medför en kostnadspost för den aktör som på något sätt är delaktig i att bekosta åtgärden. Med *indirekta* åtgärds kostnader menas kostnader som uppstår som följdverkningar när åtgärden genomförs eller har genomförts.

Exempel på *direkta åtgärds kostnader* är följande:

- Investeringskostnader
- Driftskostnader, exempelvis:
  - Underhållskostnader
  - Kostnader för insatsvaror
  - Personalkostnader
- Administrativa kostnader
- Kostnader för uppföljning och kontroll, exempelvis:
  - Effektmättningskostnader
  - Kvalitetsgranskningsskostnader

Observera att vissa åtgärder kan leda till att existerande direkta kostnader minskar, exempelvis ett minskat behov av underhåll. En sådan besparing ska ingå som en negativ kostnad i analysen. Observera också att det inte alltid är nödvändigt att identifiera kostnader på enskild verksamhetsnivå. Det kan vara tillräckligt med mer generell information om kostnader, se vidare avsnitt 5.4.2.

Exempel på *indirekta åtgärds kostnader* är följande:

- Åtgärdernas eventuella miljö- och naturintrång, exempelvis till följd av:
  - Exploatering av mark till följd av nya byggnader, rördragning, osv.
  - Utsläpp från ökade transporter av t.ex. slam.
- Åtgärdernas eventuella negativa effekter på konsument- och producentöverskott på marknader för varor och tjänster, exempelvis till följd av:
  - Minskat behov av skyddande produkter som t.ex. vattenfilter.
  - Minskad avkastning i jordbruket pga. mindre gödselgivor eller mindre tillgänglig åkerareal.
- Åtgärdernas eventuella negativa effekter på sysselsättningen.

Observera att vissa åtgärder kan leda till positiva konsekvenser utöver att de medför att kvalitetskravet uppfylls. Exempelvis kan anläggandet av en våtmark i syfte att uppfylla ett visst krav genom att minska näringsämnestillförseln till ett vattenområde leda till positiva bieffekter i form av exempelvis större biologisk mångfald och ökade rekreationsmöjligheter, såsom fågelskådning och jakt. Sådana åtgärds specifika positiva konsekvenser ska ingå som en negativ kostnad i analysen.

Box 2 innehåller riktlinjer för vilken typ av konsekvenser som bör behandlas i konsekvensanalysen beroende på ambitionsnivå. Till exempel inom arbetet med vattenförvaltning kan ”minimum” anses motsvara lagstiftningens krav (enligt 6 kap

VFF) och den högre ambitionen bör ses som ytterligare aspekter som kan vara relevanta, t ex vid prövning av undantag från kvalitetskrav.

#### **Box 2 Vilka effekter bör beskrivas i konsekvensanalysen?**

##### "Minimum"

- En kvantitativ beskrivning av direkta och indirekta finansiella kostnader
- Icke-finansiella nyttor och kostnader, i synnerhet miljörelaterade, beskrivs i möjligaste mån med primärdata eller schablonvärden eller, i brist på monetära data, med ord (kvalitativt) eller genom poängsättning

##### "Högre ambition"

- Produktionsmöjligheter i direkt och indirekt berörda företag
- Konsumtionseffekter
- Ekonomisk strukturomvandling
- Skatteeffekter
- Hälsoeffekter
- Rekreation
- Resursåtgång

#### **4.4.2 Beskriv kostnaderna monetärt**

Nästa delsteg är att uttrycka de identifierade kostnadsposterna i kr så långt det är möjligt. Ett minimikrav är att göra detta för de direkta åtgärdskostnaderna. Det är en fördel om även de indirekta åtgärdskostnaderna uttrycks monetärt. För detta krävs ofta att resultat från miljövärderingsstudier används, jfr kapitel 4.

När kostnadsposterna uttrycks i kr bör de mätas som samhällsekonomiska kostnader, det vill säga som alternativkostnaden. Som framgår av bilaga 1 mäts denna kostnad i praktiken ofta som utgiften för att ta en resurs i anspråk. Exempelvis beräknas då alternativkostnaden för arbetskraft som löneutgifter, alternativkostnaden för grävningensarbete beräknas som utgiften för grävningensarbetet, och så vidare.

För att kostnader som inträffar vid olika tidpunkter ska vara jämförbara måste de räknas om till ett gemensamt basår, jfr avsnitt 2.4.1.5 och bilaga 3.

Kostnadsberäkningarna kan underlättas av befintliga sammanställningar av kostnader för olika åtgärder. Det kan då vara möjligt att erhålla kostnadsdata som är så pass generella att de inte gäller enskilda kostnadsposter för en viss åtgärd utan är uttryckta i exempelvis kr per hektar anlagd våtmark eller per meter konstruerad fisktrappa. Det är då viktigt att ställa sig frågan om det är rimligt att generalisera sådana data till nya sammanhang och om befintliga kostnadsdata täcker in alla de kostnadsposter som är aktuella, jfr den problematik kring värdeöverföring som beskrevs i avsnitt 2.4.3.1.

I dagsläget finns inga svenska databaser om åtgärdskostnader, men några exempel på sammanställningar av kostnader finns i bilaga 5.

## 4.5 Steg E. Samla in information om miljöeffekterna av åtgärderna i steg D

För att kunna gå vidare måste det finnas kunskaper om vilka miljöeffekter som åtgärderna leder till. Ofta kommer denna information på köpet när information om åtgärdskostnader samlas in, jfr tabellerna i bilaga 5. Det är viktigt att miljöeffekten mäts på ett sätt som gör att den kan kopplas till kvalitetskravet ifråga.

## 4.6 Steg F. Rangordna åtgärderna efter marginalkostnad eller totalkostnad per miljöeffekt

Med detta steg närmar sig analysen identifieringen av vilken kombination av åtgärder som är kostnadseffektiv, det vill säga uppfyller kvalitetskravet till lägsta möjliga kostnad. För att identifiera kostnadseffektivitet är den bästa tänkbara situationen att det finns information om åtgärdernas marginalkostnader. Som framgick av tabell 1 mäter marginalkostnaden hur mycket åtgärdens totalkostnad ökar när miljöeffekten ökar med 1 enhet.

### 4.6.1 Rangordning med hjälp av marginalkostnader

Som illustrerades av tabell 1 är det i många fall sannolikt att marginalkostnaden stiger när en viss åtgärd används mer och mer. Man bör således inte utgå från att marginalkostnaden är densamma för alla användningsnivåer av en viss åtgärd. I vissa fall är det dock rimligt att betrakta den som konstant eller åtminstone att den håller sig inom ett visst intervall, vilket kan göra det möjligt att rangordna åtgärderna utifrån marginalkostnadens storlek. I tabell 3 har detta exemplifierats med marginalkostnaderna för de åtgärder som fanns med i studien av Mälardalens avrinningsområde. Som synes finns ett marginalkostnadsintervall för varje åtgärd, vilket gör att rangordningen inte blir entydig. Intervallen beror i det här fallet på att marginalkostnaden varierar beroende på var i Mälardalens avrinningsområde som åtgärden vidtas. Eftersom kvalitetskravet definierades för kustvattnet (Stockholms skärgård) blir marginalkostnaden högre ju längre upp i avrinningsområdet som åtgärden vidtas. För minskad användning av handelsgödsel varierar marginalkostnaden även vid källan.

**Tabell 3. Marginalkostnaden per kg minskad tillförsel av kväve till Stockholms skärgård per år (kr).**

<i>Åtgärd</i>	<i>Marginalkostnad</i>
Minskad användning av handelsgödsel	0-514
Utökad kväverening i reningsverk	9-38
Anläggning av våtmarker	34-105
Odling av fånggrödor	141-1984

#### 4.6.2 Rangordning med hjälp av genomsnittskostnader

I de fall då det inte finns så detaljerad kunskap att marginalkostnader kan beräknas eller finns tillgängliga kan ett förenklat förfarande med hjälp av genomsnittskostnader användas. Då kombineras information om en åtgärds totalkostnad (steg D) och dess miljöeffekt (steg E) genom att dividera totalkostnaden med miljöeffekten. Då erhålls ett mått på kostnad per effekt, exempelvis totalkostnaden per reducerad mängd tillförd kväve till havet (kr/kg minskad mängd kväve) eller kostnaden per renad kubikmeter vatten (kr/m<sup>3</sup> renat vatten). I tabell 4 exemplifieras detta för tre olika åtgärder som har olika kapacitet att åstadkomma en miljöeffekt. Åtgärd A klarar av att minska tillförseln av kväve med 2 000 kg, åtgärd B klarar av 4 000 kg och åtgärd C 3 000 kg. Rangordningen från billigaste till dyraste åtgärd utifrån totalkostnad per miljöeffekt blir i det här fallet C-B-A.

**Tabell 4. Beräkning av genomsnittskostnad, dvs. totalkostnad per miljöeffekt.**

	<i>Totalkostnad (Mkr)</i>	<i>Miljöeffekt (kg minskad tillförsel av N)</i>	<i>Totalkostnad per miljöeffekt (kr/kg minskad tillförsel av N)</i>
Åtgärd A	5,3	2 000	2 650
Åtgärd B	10	4 000	2 500
Åtgärd C	6	3 000	2 000

## 4.7 Steg G. Dra preliminär slutsats om vilken åtgärd eller vilken kombination av åtgärder som är kostnadseffektiv, det vill säga uppfyller kvalitetskravet till lägsta möjliga kostnad.

### 4.7.1 Att identifiera kostnadseffektivitet

För att identifiera den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder handlar det i princip om att se till att marginalkostnaden för att uppfylla kvalitetskravet är lika stora för alla åtgärder. Om marginalkostnaderna skiljer sig åt mellan olika åtgärder går det alltid minska totalkostnaderna och ändå uppfylla kvalitetskravet genom att använda någon åtgärd lite mer och någon annan lite mindre, jfr avsnitt 2.2.

Villkoret om lika marginalkostnader berör exempelvis fördelningen av åtgärder mellan olika sektorer. När kostnader för olika åtgärder beräknas är det viktigt att utgå från alla samhällssektorer tillsammans för att erhålla kostnadseffektivitet för samhället i sin helhet. Antag som ett exempel att utsläppen av ett visst ämne ska minskas med 50 procent totalt i samhället och att det beslutas att detta ska ske genom att utsläppen *i varje samhällssektor* ska minskas med 50 procent. Då finns det en risk att totalkostnaden för samhället blir högre än om utsläppen minskar med över 50 procent i vissa samhällssektorer och mindre i andra. Kanske kan relativt billiga åtgärder vidtas i en sektor men inte i andra, och för att nå kostnadseffektivitet bör då möjligheten att använda sig av relativt billiga åtgärder utnyttjas i så hög grad som möjligt. Det är med andra ord viktigt att få till stånd en minskning av utsläppen som på marginalen kostar varje samhällssektor lika mycket.

Den kostnadseffektiva kombinationen kan identifieras på mer eller mindre raffinerade sätt. Det finns hjälpmedel i form av olika datorprogram, där kostnadseffektivitetsanalysen görs genom att lösa ett matematiskt problem, nämligen kostnadsminimering under bivillkor. Som bivillkor ingår det kvalitetskrav som åtgärderna ska uppfylla och eventuella kapacitetsrestriktioner för respektive åtgärd. Ett exempel på kapacitetsrestriktion är att det finns en fysisk gräns för hur stora ytor våtmarker det kan anläggas inom ett visst område. För kostnadseffektivitetsanalysen för Mälardalens avrinningsområde användes datorprogrammet GAMS, se box 3.

När det saknas tillräckliga kunskaper, data och resurser för en avancerad analys kan kostnadseffektivitetsanalysen genomföras genom att utgå från rangordningen som gjordes i steg F. Rangordningen ger nämligen underlag för att kunna identifiera den kostnadseffektiva kombinationen av åtgärder genom att först introducera den åtgärd som har lägst kostnad per effekt, följt av den åtgärd som har näst lägst kostnad per effekt, och så vidare tills kvalitetskravet är uppfyllt.

Saken kan exemplifieras med hjälp av tabell 4. Om kvalitetskravet innebär att tillförseln ska minska med 4 000 kg indikerar tabellen att åtgärd C bör användas fullt ut för att minska tillförseln med 3 000 kg. För återstående 1 000 kg används den näst billigaste åtgärden, nämligen åtgärd B. Slutsumman för detta billigast möjliga åtgärdsprogram för att uppfylla kvalitetskravet blir då 6 Mkr för åtgärd C plus 2500 kr x 1000 kg = 2,5 Mkr för åtgärd B, det vill säga totalt 8,5 Mkr.

### **Box 3. Resultat av kostnadseffektivitetsanalysen för Mälardalens avrinningsområde**

I tabell 3 redovisades marginalkostnadernas storlek för de fyra undersökta åtgärderna. Bara genom att se på deras inbördes storlek kan man ana att minskad användning av handelsgödsel och utökad kväverening i reningsverk troligen kommer att spela stor roll i ett kostnadseffektivt åtgärdsprogram. Det visade sig i kostnadseffektivitetsanalysen att det var tillräckligt med dessa två åtgärdstyper för att uppnå den önskade minskningen av kvävetillförsel till kusten med 2775 ton. Resultatet blev närmare bestämt att utökad kväverening i reningsverk stod för 92 % av den önskade minskningen till en kostnad av 54 Mkr/år och minskad användning av handelsgödsel för återstående 8 % till en kostnad av 3 Mkr/år. Den sammanlagda kostnaden blev således 57 Mkr/år.

Eftersom kvalitetskravet definierades för kusten blev det också ett tydligt resultat att åtgärder som vidtas i delavrinningsområden nära kusten favoriserades i analysen. Analysens resultat blev närmare bestämt att 66 % av den önskade minskningen av kvävetillförseln till kusten bör uppnås med hjälp av åtgärder som vidtas i det mest kustnära delavrinningsområdet, jfr huvudavrinningsområde 6 i figur 6.

## **4.7.2 Några komplikationer att tänka på**

### **4.7.2.1 GENOMSNITTSKOSTNADER KAN DÖLJA VARIATIONER**

Att identifiera kostnadseffektiva kombinationer med hjälp av genomsnittskostnader (totalkostnad per miljöeffekt) kan leda till felaktiga slutsatser om genomsnittskostnaderna döljer viktiga variationer i totalkostnaden.

För att återknyta till exemplet i tabell 4 kanske det ger en alltför grov bild av verkligheten. Det kan vara så att totalkostnaden per miljöeffekt är konstant för åtgärd B och C, men inte konstant för åtgärd A. Tabell 5 visar att det bara kostar 1 Mkr att minska tillförseln av kväve med 1 000 kg med åtgärd A men sedan passeras en kostnadströskel som gör att det kostar 4,3 Mkr att minska tillförseln med ytterligare 1 000 kg med åtgärd A. Slutsatsen hur åtgärderna ska kombineras för att uppfylla kravet 4 000 kg blir nu annorlunda än tidigare. Åtgärd A bör uppenbarligen användas för att minska 1 000 kg och sedan används åtgärd C för att minska de återstående 3 000 kg. Totalkostnaden blir 1+6=7 Mkr. Det här visar att det kan vara viktigt att känna till totalkostnaden för olika ambitionsgrader för en åtgärd.

**Tabell 5. Totalkostnad per miljöeffekt för olika nivåer på miljöeffekten.**

Miljöeffekt (kg minskad tillförsel av kväve)	Åtgärd A		Åtgärd B		Åtgärd C	
	Total- kostnad (Mkr)	Total- kostnad per miljö- effekt (kr/kg)	Total- kostnad (Mkr)	Total- kostnad per miljöeffekt (kr/kg)	Total- kostnad (Mkr)	Total- kostnad per miljöeffekt (kr/kg)
1 000	1	1 000	2,5	2 500	2	2 000
2 000	5,3	2 650	5	2 500	4	2 000
3 000			7,5	2 500	6	2 000
4 000			10	2 500		

#### 4.7.2.2 BINÄRA ÅTGÄRDER

Ofta är åtgärder av ett slag att de antingen genomförs helt och hållet eller inte alls – man talar ibland om *binära* åtgärder. Detta får konsekvenser för beräkning av marginalkostnad och sammansättning av åtgärder. I sådana fall är det inte självklart att man alltid ska välja den åtgärd som har lägst kostnad per effekt först. I praktiken kan det vara så att det i en åtgärds kombination ingår några reduktionsmässigt små åtgärder med en hög marginalkostnad. Anledningen är att dessa åtgärder kan bidra till att ge en lägre totalkostnad för att uppnå kvalitetskravet. Om så är fallet eller inte bör alltså undersökas närmare om åtgärderna är av det binära slaget.

#### 4.7.2.3 BEGRÄNSNINGAR VID KOMBINATION AV ÅTGÄRDER

Åtgärder kan inte alltid vidtas oberoende av varandra. Genomförandet av en åtgärd påverkar ibland effekten av en annan, och därför kan möjligheten att kombinera åtgärder vara begränsad. Tänk till exempel på följande:

- Flera åtgärder kan införas per utsläppskälla. Den totala utsläppsminskningen är inte nödvändigtvis effekten av den först vidtagna åtgärden plus effekten av nästa åtgärd. Varje åtgärd behöver alltså inte minska utsläppet i samma utsträckning när de kombineras. Detta kan inverka på kostnaden per effekt för den enskilda åtgärden.
- Vissa typer av åtgärder kan inte kombineras för reduktion av utsläpp från en och samma källa, medan andra typer av åtgärder behöver kompletteras med ytterligare åtgärder för att de ska ha någon effekt. Om åtgärderna är beroende av varandra är det viktigt att undvika dubbelräkning av miljöeffekter. Det kan finnas skäl att betrakta åtgärder som är beroende av varandra som en enda åtgärd istället för flera olika.

#### 4.7.2.4 EFFEKTER PÅ ETT ELLER FLERA ÄMNEN?

En svårighet vid bedömningen av kostnadseffektivitet är att många åtgärder har effekter på utsläppen av flera ämnen. Om hela kostnaden av en åtgärd hänförs till utsläppen av *ett* ämne eller om åtgärds kombinationer tas fram för ett ämne i taget finns en stor risk att valet av åtgärds kombinationer blir ineffektivt. Detta beror både på att kostnaden per reducerat ämne blir högre och på att en åtgärd ofta har

effekter på mer än ett ämne. Effekten kan då bli att åtgärder som har effekter på utsläppen av flera ämnen inte vidtas eftersom kostnaden mätt per ett ämne blir för hög.

Det finns olika sätt att komma till rätta med detta problem. Två möjligheter är följande:

- 1) Värdera kvantitativt eller kvalitativt miljökostnaden av utsläppen av olika ämnen och välja åtgärder därefter.
- 2) Fördela åtgärdskostnaden per ämne baserat på hur mycket åtgärden bidrar till att reducera dessa ämnen i förhållande till kvalitetskravet, dvs. skillnaden ("gapet") mellan den nuvarande och den önskade nivån. Denna metod togs fram inom ramen för Miljömålskommitténs arbete och bygger på att kännedom finns om "slutmålet" för miljöpolitiken. Metoden är därför kompatibel med såväl det övergripande miljömålsarbetet som arbetet med vattenförvaltning enligt VFF.

Fördelningen av åtgärdskostnaden på olika ämnen kan göras med hjälp av kvantitativa metoder i båda fallen. Se mer i Naturvårdsverkets tidigare rapport om samhällsekonomisk analys av miljöåtgärder (Naturvårdsverket, 2000 sid. 34-37).

## 4.8 Steg H. Gör känslighetsanalys

I detta steg gäller det att utvärdera slutsatserna från steg G utifrån deras känslighet för ändringar av olika antaganden och faktorer. En sådan känslighetsanalys är viktig, inte minst med tanke på att det verkar finnas en generell tendens att projektplaner är överoptimistiska på så sätt att nyttor med projekt överdrivs medan kostnader och tidsåtgång underskattas. Det finns exempelvis studier som visar att kostnaden underskattas med i snitt 30 procent i statliga projekt (Flyvbjerg et al. 2002).

Känslighetsanalysen bör visa vilka förändringar i olika antaganden och faktorer som krävs för att förändra slutsatser kring vilka åtgärds kombinationer som är att föredra. Det kan sedan bedömas om sådana förändringar är orimliga eller inte. Exempel på faktorer som kan varieras i känslighetsanalysen är (jfr avsnitt 2.4.4):

- olika kostnader
- diskonteringsräntan
- miljöeffekten

Det är vidare viktigt att ställa sig frågan vilka dataluckor som har funnits och vilken betydelse de kan ha för slutsatserna.

På det här sättet kan det gå att identifiera ett kostnadsintervall som ger ett minimivärde och ett maximivärde för totalkostnaden för det kostnadseffektiva



åtgärdsprogrammet. Även om intervallet är stort kan det ge ett gott underlag för att komma fram till ett resultat i konsekvensanalysen. Se också Bilaga 5.

## 4.9 Steg I. Gör slutlig bedömning om vilket åtgärdsprogram som är kostnadseffektivt och analysera fördelningseffekter

I detta avslutande steg sker en slutlig bedömning av vilket åtgärdsprogram som är kostnadseffektivt. Denna bedömning bör följa naturligt ur de tidigare stegen. Av bedömningen ska framgå en sammanfattande beräkning av åtgärdsprogrammets kostnader per effekt samt storleksordningen för programmets diskonterade totalkostnader.

Vidare ska det beskrivas hur det kostnadseffektiva åtgärdsprogrammets kostnader fördelar sig på olika aktörer och sektorer. Det bör bedömas om det finns kapacitet hos dem att betala eller övervältra kostnaderna. Finansiella konsekvenser för kommuner, landsting och stat ska också beskrivas. Den här analysen av fördelningseffekter behövs eftersom den ger ett underlag för att bedöma i vilken mån som principen om att förorenaren betalar (*polluter pays principle*, PPP) uppfylls, se vidare kapitel 7.

## 5 Analys av åtgärdsneutrala konsekvenser

I denna fas ska de samhällsekonomiska konsekvenserna av att kvalitetskravet uppfylls identifieras och beskrivas jämfört med referensalternativet (avsnitt 5.1). Sedan görs så långt det är möjligt en monetär beskrivning av konsekvenserna (avsnitt 5.2). Viktigt att tänka på under denna fas är hur de olika konsekvenserna fördelar sig mellan olika individer och grupper i samhället, dvs. hur ser fördelningseffekterna ut (avsnitt 5.1.1)? När det gäller de åtgärdsneutrala konsekvenserna av åtgärder handlar det nästan uteslutande om de nyttor (positiva konsekvenser) som ett uppfyllande av själva kvalitetskravet leder till, och som alltså är oberoende av åtgärden i sig.<sup>1</sup> Under denna fas av arbetet är det därmed centralt att söka reda på data gällande nyttor. Sådana data återfinns bl.a. i databaser med miljövärderingsstudier, t.ex. ValueBase<sup>SWE</sup> (avsnitt 5.2.1). I vissa fall är det svårt att hitta resultat från värderingsstudier som motsvarar ens behov. Då måste en bedömning göras huruvida det är befogat att genomföra en ny värderingsstudie, vilket är kostsamt både vad gäller tid och pengar (avsnitt 5.2.2). Slutligen, i avsnitt 5.3 förklaras hur känslighetsanalyser kan motiveras och komma till användning.

### 5.1 Kvalitativ identifiering och beskrivning av konsekvenser

Nu är det dags att lista alla tänkbara positiva och eventuellt, negativa konsekvenser som uppfyllandet av kvalitetskravet innebär. I den här fasen av konsekvensanalysen är det viktigt att tänka så brett som möjligt för att inga viktiga konsekvenser ska glömmas bort. Det är viktigt att utgå från den förändring som förslaget innebär, nämligen att kvalitetskravet uppfylls. Alla de samhällsekonomiska konsekvenser som kan kopplas till denna händelse ska nu identifieras kvalitativt. Som en start kan det vara bra att identifiera alla som berörs av förändringen. Följande frågor kan vara vägledande för detta moment, jfr box 4:

- Vilka berörs i stor utsträckning av att kvalitetskravet uppfylls?
- Vilka berörs i mindre utsträckning av att kvalitetskravet uppfylls?

---

<sup>1</sup> Rent teoretiskt är det tänkbart att ett uppfyllande av kvalitetskravet även kan leda till negativa konsekvenser men i praktiken är sådana fall förmodligen ovanliga. Ett exempel på en negativ konsekvens av att vattenkvaliteten och siktdjupet i skärgården skulle förbättras är att gösen skulle få sämre levnadsvillkor eftersom den råkar trivas bäst i näringsrika och därmed grumliga vatten (Almesjö och Hansson (2001).

**Box 4. Exempel från Stockholms skärgård – grupper som berörs**

Dessa berörs i stor utsträckning av att siktdjupet förbättras med 1 meter:

- Besökare och turister i Stockholms skärgård
- Fiskare

Dessa berörs i mindre utsträckning av att siktdjupet förbättras med 1 meter:

- Fastighetsägare
- Det lokala näringslivet i skärgården
- Fiskare som får mindre gös

Efter att grupperna som berörs har identifierats är det dags att ta reda på vilka som vinner respektive förlorar på att kvalitetskravet uppfylls. Som tidigare diskuterats överväger nyttorna kraftigt bland konsekvenserna, vilket blir tydligt i exemplifieringen i box 5 nedan.

- Vilka vinner respektive förlorar?

**Box 5. Exempel från Stockholms skärgård – vinnare och förlorare**

Vinnare på att siktdjupet förbättras med 1 meter:

- Besökare och turister i Stockholms skärgård
- Fiskare
- Fastighetsägare
- Det lokala näringslivet i skärgården

Förlorare på att siktdjupet förbättras med 1 meter:

- Fiskare som får mindre gös

Dessutom bör även följande frågor ställas innan en sammanställning av samtliga konsekvenser sker, jfr box 6:

- Berörs en betydande bransch/sector?
- På vilket sätt berörs de berörda?

**Box 6. Exempel från Stockholms skärgård – hur de berörda berörs**

Vinnare på att siktdjupet förbättras med 1 meter:

- Besökare och turister i Stockholms skärgård – genom bättre badvatten
- Fiskare – genom bättre fiskfångster
- Fastighetsägare – genom ökade fastighetspriser
- Det lokala näringslivet i skärgården – t.ex. restaurangägare, båtuthyrare, hotellägare genom en ökad efterfrågan på besök till skärgården

Förlorare på att siktdjupet förbättras med 1 meter:

- Fiskare som får mindre gös – pga. av att gösen trivs bäst i näringsrika och därmed grumliga vatten

När ovanstående moment är slutförda gäller det att sammanställa de identifierade konsekvenserna. Detta kan göras på följande vis i tabellform (tabell 6). Observera att tabellen fokuserar på vad som kan sägas vara de primära konsekvenserna av det förbättrade siktdjupet. Ibland kan det även vara viktigt att ta hänsyn till eventuella följd effekter. Exempelvis kan ökade fastighetspriser leda till höjda taxeringsvärden, vilket kan få sociala konsekvenser i form av mer segregation i boendet. Här krävs avvägningar från fall till fall vilka följd effekter som eventuellt är viktiga att inkludera. De ska inkluderas om det finns anledning att tro att de är så stora att de kan påverka totalresultatet av konsekvensanalysen.

**Tabell 6. Exempel från Stockholms skärgård – sammanställning av konsekvenser.**

<i>Positiva konsekvenser</i>	<i>Negativa konsekvenser</i>
Bättre badvatten	Minskad tillgång på gös för fiskare
Bättre fiske	
Ökade fastighetspriser	
Ökad efterfrågan i det lokala näringslivet	

## 5.2 Monetär beskrivning av konsekvenser

Efter att den kvalitativa identifieringen av konsekvenserna är färdig ska de konsekvenser som listades i tabell 6 beskrivas monetärt så långt det är möjligt. Beroende på ambitionsnivå och vilka möjligheter som finns kan konsekvenserna beskrivas i kvalitativa, kvantitativa och/eller monetära termer. Idealsituationen är när alla konsekvenser beskrivs i monetära termer men det är långt ifrån alltid möjligt. Naturvårdsverkets (2003) riktlinje i detta fall är att:

*”... det är bättre med en genomarbetad konsekvensanalys där de viktigaste konsekvenserna, på något sätt, finns inkluderade än en analys där några få konsekvenser beskrivs detaljerat i kvantitativa eller monetära termer” (s.28).*

I de fall det ställs krav på en fullständig kostnads-nyttoanalys så bör målsättningen vara att de termer som bedöms som viktiga beskrivs monetärt.

Som nämndes i avsnitt 2.3.2 skattades nyttan av en 1-meters förbättring av medelsiktdjupet i de innersta och mellersta delarna av Stockholms skärgård till 60-500 miljoner kr per år. Den lägre av dessa skattningar erhöles med hjälp av resekostnadsmetoden (se bilaga 2) som är en värderingsmetod som baseras på faktiskt marknadsbeteende och därmed endast kan skatta *användarvärdet* av en miljöförbättring. I resekostnadsstudien gjordes ett försök att isolera badvattnets betydelse för resandet i skärgården. Det kan ju finnas många orsaker till att människor reser ut till skärgården under sommarmånaderna (sol och bad kan locka men även fiske, promenader, restaurangbesök osv.) och därför justerades skattningarna från resekostnadsstudien utifrån de syften respondenterna hade med sina besök i skärgården. Om syftet med resan t.ex. endast till hälften var att spendera tid vid vattnet så justerades resekostnaden också ner med 50 % för att inte överskatta respondentens värdering av rent badvatten (bra siktdjup). Om syftet helt och hållet var att sola och bada så gjordes ingen nedjustering av resekostnaden utan hela det av respondenten uppgivna beloppet kunde allokeras till värdet av bättre badvattenkvalitet. De 60 miljonerna kan därmed antas vara den minsta nytta som en 1-meters förbättring av medelsiktdjupet i skärgården skulle leda till.

Skattningen på 500 miljoner kr per år erhöles genom en tillämpning av scenariovärderingsmetoden (se bilaga 2). Förekomsten av *icke-användarvärden*, som är möjliga att skatta med hjälp av scenariovärderingsmetoden, kan eventuellt förklara den stora skillnaden mellan de två erhållna nytto-skattningarna. Scenariovärderingsstudien tar nämligen hänsyn till faktumet att det inte kan uteslutas att även personer som inte besöker skärgården kan sätta ett värde på att miljön i skärgården förbättras. Resultatet av scenariovärderingsstudien kan alltså förmodas visa *totalnyttan* av siktdjupsförbättringen i skärgården.

I tabell 7 nedan monetariseras så långt det är möjligt de konsekvenser (nyttor) som tidigare givits en kvalitativ beskrivning. Från skärgårdsstudierna går det att dra slutsatsen att nyttan av bättre badvatten är åtminstone 60 miljoner kr per år. Exakt vilka nyttor utöver bättre badvatten som inryms i resultatet från scenariovärderingsstudien (500 miljoner kr) är svårt att säga men det kan mycket väl tänkas att det handlar om just värdet av bättre fiske, ökade fastighetspriser m.m. Hur fördelningen på dessa olika nyttoposter ser ut är dock inte möjligt att säga utifrån skärgårdsstudierna. Det är viktigt att komma ihåg att vara varsam när de olika nyttorna räknas ihop för att minimera risken för dubbelräkningar.

**Tabell 7. Exempel från Stockholms skärgård – monetär beskrivning av konsekvenser (miljoner kr)**

<i>Positiva och negativa konsekvenser</i>	<i>Ärlig nytta<sup>2</sup></i>
Bättre badvatten (+)	≥60
Bättre fiske (+)	X
Ökade fastighetspriser (+)	X
Ökade producentöverskott i det lokala näringslivet (+)	X
Minskad tillgång på gös för fiskare (-)	X

### 5.2.1 Var finns data om nyttor?

Ett sätt att ta fram data om nyttor är att vända sig till någon av de databaser för värderingsstudier som finns, t.ex. svenska ValueBase<sup>SWE</sup> ([www.beijer.kva.se/valuebase.htm](http://www.beijer.kva.se/valuebase.htm)) och nordamerikanska EVRI ([www.evri.ca](http://www.evri.ca)) alternativt [www.norden.org](http://www.norden.org) där det finns en nordisk del av EVRI fritt tillgänglig). Se även Naturvårdsverkets webbvägledning om vattenvärden ([www.naturvardsverket.se/vattenforvaltning](http://www.naturvardsverket.se/vattenforvaltning)).

ValueBase<sup>SWE</sup> är en databas med information om cirka 170 värderingsstudier som gäller miljöförändringar i Sverige. Till databasen hör en rapport i vilken en bibliografi och sammanfattningar av värderingsstudierna ingår (Sundberg och Söderqvist, 2004). Se vidare bilaga 4 för detaljer om ValueBase<sup>SWE</sup> och EVRI.

Det är viktigt att lägga märke till att ValueBase<sup>SWE</sup> inte innehåller några upplysningar om värderingsstudiernas kvalitet, utan denna lämnas i nuläget helt åt användaren att bedöma. Vår bedömning är dock att vissa av de studier som ingår är undermåliga och knappast lämpar sig att använda i policysammanhang. Därför är det nödvändigt att kunna utvärdera värderingsstudiernas kvalitet. Ett instrument för att göra denna kvalitetsutvärdering har utvecklats av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 2005). Om det saknas relevanta studier kan det bli frågan om att genomföra en ny primärstudie. För de mest använda och erkända metoderna för att utföra sådana hänvisas till bilaga 2.

<sup>2</sup> De skattade nyttorna i skärgårdsstudierna är diskonterade och uttryckta per år.

## 5.3 Känslighetsanalys

Som skärgårdsexemplet visar kan nyttoskattningarna gällande ett och samma geografiska område skilja sig åt rejält (60-500 miljoner kr) beroende på vilken metod som används. Metodvalet är bara en av flera faktorer som påverkar resultatet av en värderingsstudie och därmed är det motiverat att göra en känslighetsanalys för att åtminstone få ett intervall inom vilket nyttan bör ligga. Se även Bilaga 6. Om någon eller några värderingsstudier hittas som verkar lämpliga att använda till värdeöverföring (se avsnitt 2.4.3.1) kan en möjlig känslighetsanalys alltså vara att skapa ett intervall av de olika nyttoskattningar som studierna presenterar.

## 6 Jämförelse – positiva och negativa konsekvenser

### 6.1 Vägning av nytta mot kostnader

När samtliga kostnader och nyttor har identifierats ska de vägas mot varandra. Resultatet av konsekvensanalysen är nettonuvärdet, vilket är summan av diskonterade nyttor minus summan av diskonterade kostnader. Idealet är att samtliga nyttor och kostnader är uttryckta i monetära termer men om det inte är fallet ska även en kvalitativ jämförelse ske. Här är det bra att kunna gå tillbaka till den kvalitativa beskrivningen av konsekvenser som exemplifierades i avsnitt 4.4.1 (kostnader) och avsnitt 5.1 (nyttor) samt den monetära beskrivningen i avsnitt 4.4.2 (kostnader) och 5.2 (nyttor).

Tabell 8 presenterar en monetär jämförelse mellan kostnaderna och nyttorna som kan förknippas med en 1-meters ökning av medelsiktdjupet i skärgården. I de fall där konsekvenserna inte är värderade i kronor anges med ett plustecken eller minustecken om de åtgärdsneutrala och åtgärdsspecifika konsekvenserna är positiva eller negativa.

Om det är möjligt att dessutom uppskatta storleken på de icke-monetära konsekvenserna kan detta göras genom att använda ett, två eller tre plus- respektive minustecken. En sådan gradering har dock inte gjorts i tabell 8.

**Tabell 8. Exempel från studien av Mälardalens avrinningsområde – sammanvägning av kostnader och nyttor (miljoner kr per år).**

<i>Åtgärdsneutrala konsekvenser</i>	<i>Åtgärdsspecifika konsekvenser</i>	<i>Årlig kostnad eller nytta<sup>3</sup></i>
Bättre badvatten		≥ +60
Bättre fiske		+
Ökade fastighetspriser		+
Ökad efterfrågan i det lokala näringslivet		+
Minskad tillgång på gös för fiskare		–
	Utökad kväverening i reningsverk	-54
	Minskad användning av handelsgödsel	-3

Från skärgårdsstudierna framkom det att nyttan av en 1-meters förbättring av medelsiktdjupet är åtminstone 60 miljoner kr per år, men troligtvis ännu högre, och

<sup>3</sup> De skattade kostnaderna och nyttorna i skärgårdsstudierna är diskonterade och uttryckta per år.



i alla händelser överstiger nyttan kostnaden på 57 miljoner kr per år. Med andra ord visar konsekvensanalysen att det skulle vara samhällsekonomiskt lönsamt att satsa på åtgärdsprogram som leder till en siktdjupsförbättring med 1 meter i de inre och mellersta delarna av skärgården.

## 6.2 Känslighetsanalys

Vid jämförelsen mellan de kostnader och nyttor som åtgärdsprogrammet medför är det centralt att känslighetsanalys genomförs för att kunna kontrollera hur variationer i olika faktorer kan påverka resultatet av konsekvensanalysen. Det kan som tidigare diskuterats handla om nivån på diskonteringsräntan, tidsperspektivet, miljöeffekter och olika nytto- samt kostnadsskattningar. Även i sammanvägningen av kostnaderna och nyttorna bör en känslighetsanalys således äga rum. Se även Bilaga 4 om hantering av osäkerhet och risk.

Som tidigare nämnts så erhöles två olika nytto-skattningar i skärgårdsstudierna beroende på vilken metod som användes för att värdera det ökade siktdjupet – scenariovärderingsmetoden (500 miljoner kr/år) eller resekostnadsmetoden (60 miljoner kr/år). En mycket enkel känslighetsanalys av denna aspekt (valet av nytto-skattning) kan utföras genom att använda detta nyttointervall i sammanvägningen av nyttor och kostnader, se tabell 9. Om skattningen från resekostnadsstudien används blir nettonuvärdet 3 miljoner kr per år medan tillämpningen av scenariovärderingsmetoden resulterar i ett nettonuvärde på 443 miljoner kr per år.

**Tabell 9. Exempel från studien av Mälardalens avrinningsområde –  
 Känslighetsanalys av sammanvägningen av kostnader och nyttor (miljoner kr per år).**

<i>Åtgärdsneutrala konsekvenser</i>	<i>Åtgärdsspecifika konsekvenser</i>	<i>Årlig kostnad/nytta skattad med hjälp av resekostnadsmetoden</i>	<i>Årlig kostnad/nytta skattad med hjälp av scenariovärderingsmetoden</i>
Bättre badvatten		≥ +60	500
Bättre fiske		+	+
Ökade fastighetspriser		+	+
Ökad efterfrågan i det lokala näringslivet		+	+
Minskad tillgång på gös för fiskare		–	–
	Utökad kväverening i reningsverk	-54	-54
	Minskad användning av handelsgödsel	-3	-3

## 7 Slutsatser av konsekvensanalysen

### 7.1 Bör åtgärderna genomföras?

Det grundläggande kriteriet för att åtgärder ska vara samhällsekonomiskt lönsamma är att de sammanlagda nyttorna är större än de sammanlagda kostnaderna. En jämförelse av punktskattningar av sammanlagda nyttor och sammanlagda kostnader kan dock vara vanskelig om känslighetsanalyserna har visat att det finns stora osäkerheter med i bilden. Intervall som tar hänsyn till dessa osäkerheter kan i vissa fall vara fullt tillräckliga för att dra slutsatser. Se även Bilaga 4 om hantering av osäkerhet och risk. Om den lägre gränsen för nyttointervallet överstiger den övre gränsen för kostnadsintervallet är åtgärderna samhällsekonomiskt lönsamma. Om däremot den lägre gränsen för kostnadsintervallet överstiger den övre gränsen för nyttointervallet leder åtgärderna till en samhällsekonomisk förlust.

Det är viktigt att observera att slutsatsen av en jämförelse mellan de konsekvenser som har uttryckts i monetära termer endast kan vara preliminär. Sedan måste nämligen de konsekvenser som inte har uttryckts monetärt vägas in. Om dessa konsekvenser exkluderas från analysen kan resultatet bli mycket missvisande. Därmed kommer det till viss del att handla om en tolkningsfråga från fall till fall, där slutsatserna om åtgärdernas samhällsekonomiska effekter baseras dels på en jämförelse mellan de nyttor och kostnader som har mätts i monetära enheter och dels på nyttor och kostnader som inte kan värderas i pengar. Om slutresultatet blir att de positiva konsekvenserna (inklusive de som har uttryckts i pengar) bedöms vara större än de negativa konsekvenserna (inklusive de som har uttryckts i pengar) så är åtgärderna samhällsekonomiskt lönsamma.

Om åtgärderna är samhällsekonomiskt lönsamma enligt analysen så finns det samhällsekonomiska skäl till att genomföra de utvalda åtgärderna. På motsvarande sätt så finns det samhällsekonomiska skäl till att inte genomföra dessa åtgärder om kostnaden bedöms att överskrida nyttan. Men eftersom den samhällsekonomiska konsekvensanalysen enbart utgör en del av ett beslutsunderlag är det inte enbart denna som avgör om åtgärderna ska genomföras eller inte. Detta är upp till beslutsfattaren. Det kan också vara så att åtgärderna är lagstadgade och att konsekvensanalysen endast syftar till att redovisa åtgärdernas samhällsekonomiska effekter, inte till att underlätta beslutet. Ur samhällsekonomisk synvinkel är det dock önskvärt att man kan formulera kvalitetskrav och/eller åtgärder så att ett positivt utfall går att nå i konsekvensanalysen.

## 7.2 Om ja, vad krävs för att genomföra åtgärderna?

När konsekvensanalysen har kartlagt de samhällsekonomiska effekterna av de föreslagna åtgärderna så är nästa fråga vad som krävs för att genomföra åtgärderna. I den här delen av analysen ska man beskriva de tillgängliga och/eller önskvärda styrmedel och andra instrument som kan användas för att få åtgärderna genomförda., vilka finansieringsmöjligheter som finns samt i vilken grad principen om att förorenaren ska betala (2 kap Miljöbalken) uppnås.

I det speciella fallet för åtgärdsprogram enligt VFF ska även en analys om åtgärdernas effekter på kostnadstäckning för vattentjänster ingå, se Naturvårdsverkets vägledning för framtagande av åtgärdsprogram ([www.naturvardsverket.se/vattenforvaltning](http://www.naturvardsverket.se/vattenforvaltning)).

### 7.2.1 Vad krävs för att genomföra åtgärderna?

För att få åtgärder genomförda krävs generellt en introduktion av lämpliga styrmedel. Allmänt framställs ofta saken som att det finns ett val mellan tre huvudsakliga policystrategier, som i sin tur innefattar ett antal olika styrmedel. Tabell 10 delar in strategierna i tre olika typer: (1) reglerande, (2) ekonomiska och (3) kommunikativa. Ofta kombineras olika styrmedel och strategier.

För varje åtgärd eller knippe av åtgärder är det nödvändigt att analysera vilken strategi och vilket styrmedel eller kombination av strategier och styrmedel som kan bedömas vara lämpliga att använda för att få åtgärderna genomförda. En sådan analys och bedömning kräver troligen samverkan mellan olika discipliner och aktörer. Vidare bör det observeras att valet av strategi och styrmedel inte alltid kan behandlas på lokal eller regional nivå, utan det kan vara nödvändigt att ta upp frågan på nationell nivå.

Olika policystrategier och styrmedel kan få olika finansiella konsekvenser för olika aktörer och därmed ha en direkt inverkan i vilken mån principen om att förorenaren betalar (PPP) uppfylls, se vidare i nästa avsnitt.

Tabell 10. Potentiella strategier och styrmedel för att genomföra ett åtgärdsprogram.

<i>Policystrategi</i>	<i>Styrmedel</i>
Reglerande	Administrativa styrmedel: tillstånd, regler, förbud, m.fl.
Ekonomisk	Ekonomiska styrmedel: skatter, avgifter, bidrag, subventioner, överlåtelsebara utsläppsrätter, pantsystem, avdragsmöjligheter, ersättningar för utförda tjänster, m.fl.
Kommunikativ	Kommunikativa styrmedel: information, övertalning, rådgivning, undervisning, förhandlingar, m.fl.

Källa: Söderqvist et al. (2004), Vedung (1996).

### 7.2.2 Vilka aktörer står för åtgärdsprogrammets kostnader?

Åtgärderna är tänkta att leda till att miljö kvalitetskravet uppfylls. De nuvarande miljö- och resurskostnaderna kommer därmed att minska. Storleken på denna minskning mäts av nyttan med att uppfylla kvalitetskravet på det sätt som beskrivs i kapitel 5. Nyttan av att exempelvis minska tillförseln av kväve till kusten från 4000 till 3000 kg är nämligen lika med skillnaden mellan de totala miljö- och resurskostnaderna till följd av en tillförsel på 4000 kg och de totala miljö- och resurskostnaderna till följd av en tillförsel på 3000 kg.

De miljö- och resurskostnader som är förknippade med att miljö kvalitetskravet inte uppfylls leder till ett åtgärdsbehov som åtgärdsprogrammet är tänkt att fylla. Kostnadseffektivitetsanalysen i kapitel 4 visar vilka kostnader som åtgärdsbehovet leder till, men en central fråga att besvara är vilka aktörer som får bära dessa kostnader. För att PPP ska gälla helt och hållet ska åtgärds kostnaderna betalas av de aktörer som ger upphov till de miljö- och resurskostnader som kan försvinna tack vare åtgärderna. Om andra, "oskyldiga" aktörer får bekosta åtgärderna sker ett avsteg från PPP.

Grunden för den här analysen är beskrivningen av hur åtgärds kostnaderna fördelar sig på olika aktörer och sektorer. Analysen bör ta hänsyn till i vilken mån det är troligt att de aktörer som i ett första led får bekosta åtgärder kan vältra över dessa kostnader till andra aktörer, exempelvis genom att höja priset på sina produkter så att "oskyldiga" (eller åtminstone potentiellt oinformerade) konsumenter får betala en del av eller hela åtgärds kostnaden. Analysen bör också ta hänsyn till att valet av styrmedel för att få åtgärderna genomförda kan spela roll för om PPP uppfylls eller inte. Om exempelvis subventioner används för att ge aktörer motiv till att vidta åtgärder sker ett avsteg från PPP.

## 7.3 Om nej, omformulering av kravet?

Om de samhällsekonomiska kostnaderna förknippade med att genomföra åtgärderna blir stora kan det, om det finns möjlighet, vara lämpligt att omformulera kvalitetskravet. Arbetet med konsekvensanalysen börjar då om.

I fallet med vattenförvaltning ska en bedömning i detta skede göras om föreslagna åtgärder innebär orimligt höga kostnader jämfört med nyttorna (VFF 4 kap 10§). Stöd i denna bedömning ges i Naturvårdsverkets övriga vägledningsmaterial för vattenförvaltningsarbetet ([www.naturvardsverket.se/vattenforvaltning](http://www.naturvardsverket.se/vattenforvaltning)).

## Bilaga 1. Några centrala ekonomiska begrepp

Det behövs resurser för att genomföra en åtgärd, exempelvis arbetstid, maskintid, osv. Denna resursåtgång värderas ekonomiskt med hjälp av information om vad samhället förlorar i termer av att resurserna inte används i den bästa möjliga alternativa användningen, dvs. resursåtgången värderas som alternativkostnaden (AK) för att använda resurserna. Resultatet av en viss åtgärd värderas utifrån de förändringar i konsumentöverskott (KÖ) och producentöverskott (PÖ) som uppstår. Vart och ett av dessa begrepp beskrivs närmare nedan.

Genom att summera förändringarna i konsumentöverskott och producentöverskott och åtgärdens alternativkostnad erhålls en skattning på åtgärdens nytta minus dess kostnader i monetära enheter, alltså åtgärdens nettonytta. Det vill säga:

$$\text{nettonyttan} = \Delta KÖ + \Delta PÖ - AK,$$

där  $\Delta$  betecknar förändring. Till uttrycket bör läggas de samhällsekonomiska förluster (så kallade dödviktsförluster) som uppstår om åtgärdsalternativet finansieras med offentliga medel, se t.ex. Boardman et al. (2001).

På nyttosidan i en kostnads-nyttoanalys återfinns alla ökning av konsument- och/eller producentöverskott som ett projekt leder till. Eventuella förluster i konsument- och/eller producentöverskott hamnar däremot på kostnadssidan. På kostnadssidan återfinns även den resursförbrukning som ett projekt leder till. Resursförbrukningen i samband med en åtgärd som syftar till att förbättra miljön kan exempelvis bestå av:

- kostnader för planering av åtgärder
- kostnader för genomförande av åtgärden i form av utrustning, arbetskraft, entreprenader, tidsåtgång, osv.
- kapitalkostnader
- kostnader för uppföljning av åtgärder

En analys av fördelningseffekter visar hur nyttor och kostnader fördelar sig mellan olika grupper i samhället. Det kan exempelvis handla om att särskilja effekterna på konsumenter ( $\Delta KÖ$ ) från effekterna på företag ( $\Delta PÖ$ ) eller att se närmare på hur nyttor och kostnader fördelar sig mellan olika inkomstgrupper i samhället. För en genomgång av olika metoder att belysa fördelningsaspekter hänvisas till t.ex. Boardman et al. (2001) och Mattsson (1988).

### Alternativkostnader

Den samhällsekonomiska kostnaden för de resurser som används för att genomföra en åtgärd bör mätas som alternativkostnaden. Den underliggande tanken är att

resurserna skulle kunna användas till någonting annat än att genomföra åtgärden. För att beräkna alternativkostnaden gäller det dels att komma fram till vad den bästa alternativa användningen av resurserna är, dels beräkna värdet av resurserna i denna alternativa användning. Det är nämligen detta värde som går förlorat när resurserna används för åtgärden.

Det kan finnas stora skillnader mellan den teoretiskt sett bästa alternativa användningen av resurser och vilka alternativ som är praktiskt rimliga. I praktiken är det viktigt att göra rimlighetsbedömningar kring exempelvis i vilken mån arbetskraft kan användas till andra uppgifter eller flyttas från ett geografiskt område till ett annat.

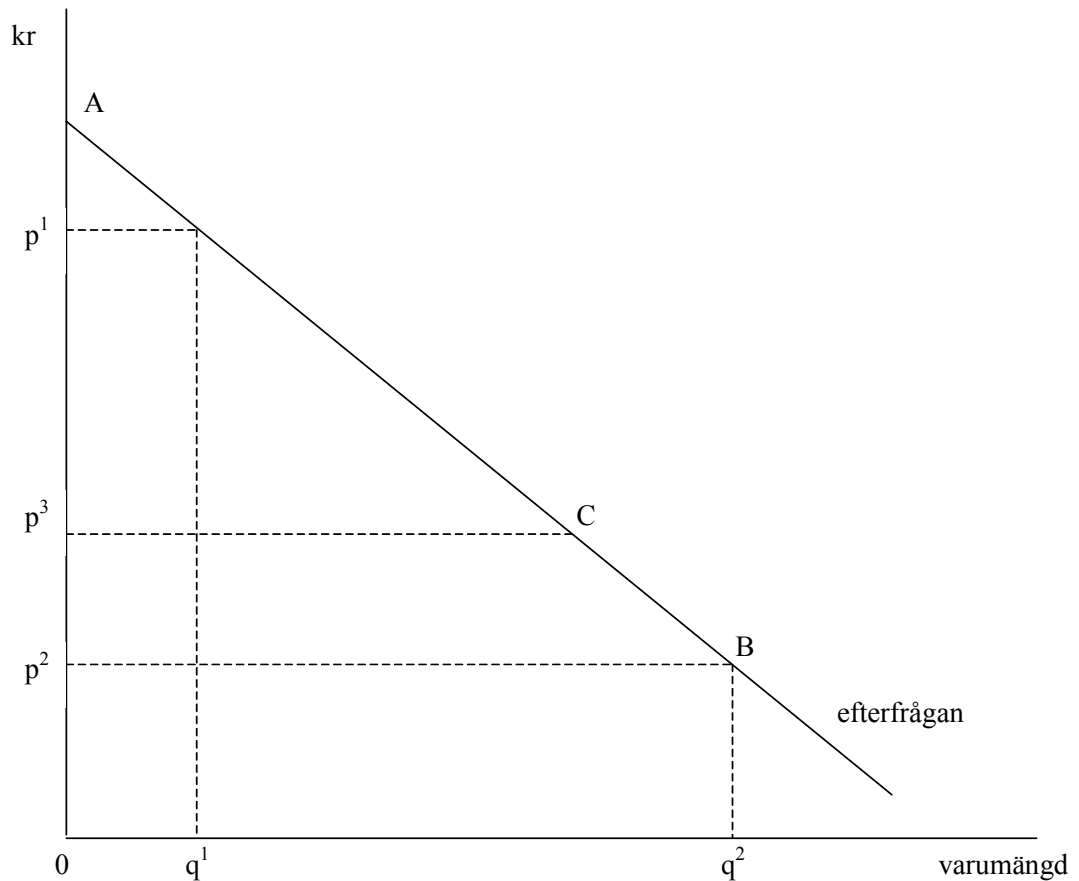
Värdet av resurserna i deras alternativa användningar avgörs i princip av hur de påverkar producent- och konsumentöverskott, det vill säga beräkningar som beskrivs i närmast följande avsnitt blir aktuella. Men i praktiken används ofta förenklade beräkningar för att skatta alternativkostnaden. Det är vanligt att den helt enkelt räknas ut som utgiften för att använda resursen ifråga. Alternativkostnaden för arbetskraft beräknas således som löneutgifter, alternativkostnaden för att gräva beräknas som utgiften för grävarbete, och så vidare. Det kan visas att en sådan beräkning av alternativkostnaden är giltig om (1) marknaden för resursen är välfungerande, så att marknadspriset reflekterar resursens samhälleliga värde, och (2) inköpet av resursen för åtgärden ifråga är så pass litet i förhållande till marknadens totala storlek att inköpet inte leder till att marknadspriset påverkas. Om utgifter används som skattning av alternativkostnader även när dessa villkor troligen inte är uppfyllda bör beräkningarna kompletteras med en bedömning av i vilken mån de leder till en underskattning eller en överskattning. Ekonomisk teori kan ge vägledning för sådana bedömningar, se t.ex. Boardman et al. (2001).

## Konsumentöverskott

I nationalekonomisk teori definieras vanligen det ekonomiska värdet av en ökad tillgång på en vara eller tjänst som de resurser en individ är villig att avstå ifrån för att få ökningen ifråga. Därav det centrala begreppet "betalningsvilja" (*willingness to pay*, WTP). Givet denna utgångspunkt är det naturligt att intressera sig för den information som ges från marknader, eftersom marknader ger individer tillfälle att göra avvägningar mellan olika knappa resurser. Efterfrågefunktioner beskriver dessa avvägningar.

I figur 7 finns en enkel, linjär efterfrågekurva för en individ. Den kan avläsas på två sätt. Med den vertikala axeln som utgångspunkt ger kurvan den varumängd ( $q$ ) som en individ efterfrågar vid varje givet pris ( $p$ ). Det kan exempelvis handla om den mängd rosor som individen efterfrågar för varje givet pris på rosor uttryckt i kr per ros. Men det kan också handla om individens efterfrågan på en tjänst,

exempelvis hur många biobesök per år som individen efterfrågar vid ett visst pris på biobiljetter. Med den horisontella axeln som utgångspunkt säger kurvan – för varje given varumängd – hur mycket pengar en individ är beredd att avstå ifrån för att få en extra enhet av varan. En sådan avvägning mellan sin inkomst och en extra enhet av varan kallas för individens marginella betalningsvilja.



Figur 7. Konsumentöverskott.

Sambandet mellan  $p^1$  och  $q^1$  i figur 7 kan således tolkas på två sätt. Om priset råkar vara  $p^1$  kr, så säger kurvan att individen efterfrågar  $q^1$  enheter av varan. För varumängden  $q^1$  är individens marginella betalningsvilja lika med  $p^1$ . Enligt kurvan skulle individen vara beredd att betala ett så högt pris för att få lite mer av varan. I ett normalfall finns förmodligen mättnadseffekter som göra att den marginella betalningsviljan är lägre för högre varumängder, t.ex.  $p^2$  kr för varumängden  $q^2$ .

Den totala betalningsviljan för en viss varukonsumtion är lika med summan av alla marginella betalningsviljor för alla enheter upp till denna konsumtionsnivå. Det innebär att den totala betalningsviljan för varumängden  $q^2$  är lika med ytan  $0ABq^2$ . Den här ytan kan sägas mäta det ekonomiska värdet för individen av konsumtionen

$q^2$  och kallas för det totala konsumentöverskottet. För varor som har ett marknadspris är dock detta ett bruttovärde. Om marknadspriset råkar vara  $p^2$  måste nämligen individen betala ytan  $0p^2Bq^2$  för att konsumera  $q^2$ . Konsumentöverskottet (kallas ibland nettokonsumentöverskottet för att poängtera att det rör sig om ett nettovärde) är det relevanta måttet på det ekonomiska värdet av att konsumera  $q^2$ , och detta uppgår till triangeln  $p^2AB$ .

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

Om något inträffar som påverkar konsumentöverskottets storlek, kan denna förändring av storleken tolkas som ett ekonomiskt mått på konsekvenserna för individens välbefinnande. I figur 7 kan detta illustreras genom en prisökning från marknadspriset  $p^2$  till ett nytt pris  $p^3$ . Den minskning av konsumentöverskottet som då uppstår är lika med ytan  $p^2p^3CB$ , vilket kan tolkas som ett ekonomiskt mått på förlusten av individens välbefinnande.

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

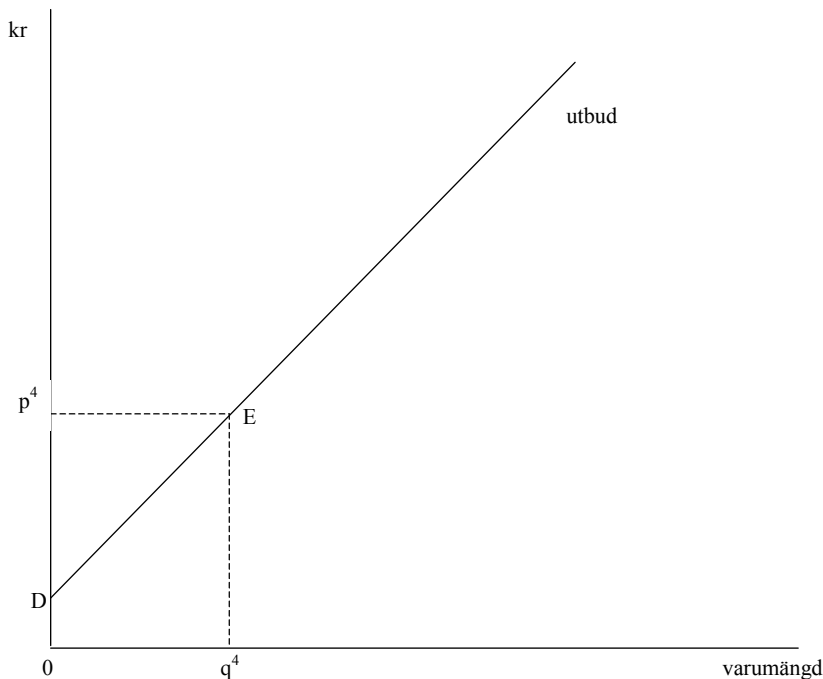
Slutligen ska påpekas att resonemanget ovan utgår från situationen för en enskild individ. I en kostnads-nyttoanalys blir det i typfallet aktuellt att göra en aggregering av förändringen i konsumentöverskottet för alla berörda individer. Ofta utgår man då från en skattning av en aggregerad efterfrågekurva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



## Producentöverskott

På liknande sätt som efterfrågefunktioner ger information om individers marginella betalningsvilja upplyser utbudsfunktioner om företags marginalkostnad (dvs. den kostnadsökning som uppstår vid produktion av en extra enhet) för produktionen av en vara eller tjänst, åtminstone när företag är så pass små i förhållande till den totala marknaden att de tar marknadspriset för givet. Utbudskurvan i figur 8 visar att vid marknadspriset  $p^4$  kr väljer producenten att bjuda ut  $q^4$  enheter av den vara eller tjänst som hon producerar. Sambandet kan också tolkas så att marginalkostnaden vid en produktion på  $q^4$  enheter uppgår till  $p^4$  kr.

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



Figur 8. Producentöverskott.

## Bilaga 2. Ekonomiska miljövärderingsmetoder

### Metoder baserade på faktiskt marknadsbeteende

I detta avsnitt följer en kortfattad beskrivning av de viktigaste RP-metoderna, dvs. metoder som baserar sig på faktiskt marknadsbeteende (*revealed preferences methods*). För en mer komplett genomgång, se t.ex. Freeman (2003).

#### Produktionsfunktionsmetoden

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

#### Resekostnadsmetoden

Med resekostnadsmetoden går det att värdera de rekreationsmöjligheter som naturen erbjuder. Betalningsviljan för att besöka ett rekreationsområde 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 rekreationsvärdet 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 rekreationsområde påverkar efterfrågan på rekreation. Det kan exempelvis röra sig om att vattenkvaliteten i ett strandområde spelar roll för hur många som besöker området. Om kunskap om hur denna påverkan ser ut, och om just vattenkvalitetens påverkan på efterfrågan kan sorteras ut från alla andra faktorer som påverkar efterfrågan (reskostnad, inkomst,

serviceutbud, och så vidare), finns det möjligheter att härleda en betalningsvilja för en förbättring av egenskaperna.

### **Fastighetsvärdeметoden**

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

### **Ersättningskostnadsmetoden och skyddsutgiftsmetoden**

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

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

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

## **Scenariometoder**

Scenariovärderingsmetoden (*the contingent valuation method*, "CV-metoden") är den scenariometod som används mest. Med hjälp av intervjuer eller enkäter beskrivs en förändring i tillgången på en ekosystemtjänst för ett (vanligen) slumpmässigt urval personer. Sedan ställs i typfallet frågor om personernas betalningsvilja för ett förverkligande av förändringen. Ibland tillfrågas personer i

stället om sina kompensationskrav. *Choice experiments* är en närbesläktad scenariometod som baserar sig på hur de utvalda personerna väljer mellan olika situationer som skiljer sig åt med avseende på bland annat betalningskrav och egenskaperna hos en miljöförändring. Valen ger möjlighet att härleda en betalningsvilja för var och en av egenskaperna.

Scenariometoder ställer stora krav på utformningen av text, bilder och annat som ska förmedla information om den tänkta förändringen av ekosystemtjänsten. En kontroversiell egenskap hos metoderna är att de inte använder sig av data om människors faktiska beteende på någon marknad. Metodernas förespråkare menar dock att vid goda tillämpningar av metoden erhålls information om hur människor faktiskt skulle bete sig om den hypotetiska marknadssituationen blev verklighet. Ett annat argument för scenariometoder är att det går att få information om värderingar hos människor som åtminstone inte för tillfället använder sig av den ekosystemtjänst som ska värderas. Om en förbättrad miljö kvalitet i ett rekreativt område värderas med hjälp av resekostnadsmetoden använder man sig enbart av besökarnas värderingar, men det kan mycket väl tänkas att även icke-besökare bryr sig om miljö kvaliteten i detta område. Människor kan värdesätta blotta existensen av en god miljö (så kallade existensvärden) även om de aldrig själva har tänkt sig att komma i närbkontakt med den. Sådana icke-användares värderingar kan fångas upp med hjälp av scenariometoder, jfr avsnitt 4.2.

## Andra värderingsmetoder

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

En annan möjlighet till ekonomisk värdering är att studera den *politiska betalningsvilja* som avslöjas av miljöpolitiska beslut. Med detta avses den kostnad som uppstår för att realisera beslutet. Det ska dock observeras att det är långt ifrån självklart att sådana kostnader ger information om medborgarnas samlade

betalningsvilja för det som beslutet gäller. Detta hindrar inte att det finns beslut som relativt starkt återspeglar medborgarnas åsikter. Kanske har beslutet föregåtts av en intensiv diskussion, där många olika gruppers åsikter har kommit till uttryck och dessutom gått i samma riktning. Att värdera med hjälp av kostnaderna för att realisera politiska beslut påminner om ersättningskostnadsmetoden, och de tre villkor som ovan nämndes i samband med denna metod blir således återigen aktuella.

## Bilaga 3. Nuvärdesmetoden och annuitetsmetoden

### Nuvärdesmetoden

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

#### Box 7. Nettonuvärdet.

Nettonuvärdet =  $A_0 + A_1 / (1 + r/100) + A_2 / (1 + r/100)^2 + \dots + A_t / (1 + r/100)^t$   
där

A = nettonyttan (nytta-kostnad) år 0, 1, 2 osv.  
r = diskonteringsräntan (t.ex. 4 % skrivs som 4)  
t = antal år från investeringen år 0 till utfallet år t

De nyttor och kostnader som infaller år noll ska inte diskonteras. Det är alltså bara framtida nyttor och kostnader som behöver diskonteras till ett nuvärde.

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

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

Det generella uttrycket för nuvärdesfaktorn, som blir användbart vid mycket långa tidsperspektiv är:  
 $((1 + r/100)^t - 1) / (r/100 \cdot (1 + r/100)^t)$

### Annuitetsmetoden

Annuitetsmetoden innebär att kostnaden slås ut jämnt över investeringens livslängd. Miljöinvesteringen omvandlas då till en årlig kapitalkostnad. Ofta är det lämpligt att använda annuitetsmetoden vid miljöåtgärder eftersom nyttan av dessa faller ut under ett flertal år. På så sätt ”matchar” alltså kostnaden nyttan tidsmässigt. En annuitetsfaktor (eller omräkningsfaktor) används för att räkna om

investeringen (år 0) till en konstant årlig kostnad över investeringens beräknade livslängd. Den årliga kapitalkostnaden får man genom att multiplicera investeringsutgiften med annuitetsfaktorn. Dessutom tillkommer en årlig driftkostnad (beräknad som netto, minskad med eventuella besparingar kopplade till investeringen). För ett exempel där annuitetsmetoden har använts inom ramen för en kostnadseffektivitetsanalys, se Queb (2006).

**Box 8. Årlig kostnad.**

Årlig kostnad = investering · annuitetsfaktor + årlig driftkostnad

Annuitetsfaktor =  $[r/100 \cdot (1 + r/100)^t / (1 + r/100)^t - 1]$

där

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

t = antal år från investeringen år 0 till utfallet år t

# Bilaga 4. Hantering av osäkerhet och risk

## Inledning

Av handboken om konsekvensanalys har det framgått hur nytta och kostnader av ett åtgärdsprogram kan undersökas. Behovet av att göra en känslighetsanalys av resultaten har då betonats, eftersom skattningar av nytta och kostnader alltid är behäftade med osäkerhet. Källorna till osäkerhet kan vara mycket olika. Några tänkbara exempel är följande:

- Bristfällig kunskap om retentionsgraden av näringsämnen i ett avrinningsområde gör att det råder osäkerhet om kostnaden för att minska tillförseln av näringsämnen till kusten genom åtgärder i jordbruket.
- För att skatta effekten på jordbrukarnas producentöverskott av minskade gödselgivor har deras efterfrågan på konstgödsel antagits vara en linjär funktion. Det är dock fullt möjligt att det istället rör sig om ett icke-linjärt samband.
- Det kan råda osäkerhet om vilken diskonteringsränta som bör användas för att beräkna nuvärdet av kostnader och nytta. Om kostnaderna och nyttorna infaller vid olika tidpunkter kan detta få betydelse för jämförelsen av dem.
- Skattningar av betalningsvilja med hjälp av scenariovärderingsmetoden är vanligen känsliga för formuleringar av betalningsviljefrågan. Om denna metod har använts och olika frågeformuleringar har testats kan det råda osäkerhet om vilken formulering som leder till det mest tillförlitliga resultatet.
- Om nyttoskattningar från en tidigare värderingsstudie används i ett nytt sammanhang med hjälp av värdeöverföring kan det råda osäkerhet om generaliserbarheten på grund av exempelvis ändrade preferenser över tiden och olikheter i vilken vara som värderas.

Syftet med den här texten är att fördjupa handbokens text om osäkerhet genom att beskriva hur förekomsten av osäkerhet kan angripas inom ramen för en kostnadseffektivitetsanalys och en konsekvensanalys. I avsnitt 2 presenteras några olika typer av osäkerhet och principella strategier för att hantera osäkerhet. Avsnitt 3 handlar om hantering av osäkerhet genom känslighetsanalys. Slutligen presenteras kortfattat några mer avancerade sätt att analysera osäkerhet i avsnitt 4.



## Vad är osäkerhet och hur kan den hanteras?

### **Osäkerhet, överraskningar och adaptiv förvaltning**

Ibland kan osäkerhet betyda att kunskap saknas helt eller delvis, eller att existerande kunskap förbises. Det kan exempelvis finnas en omedvetenhet om naturvetenskapliga processer som i själva verket har betydelse för kostnader och nytta. Ett annat exempel är att det kan saknas institutioner som fångar upp och tar hänsyn till befintlig kunskap. Den här metodbeskrivningen kommer inte närmare att ta upp hur hänsyn kan tas till förekomsten av sådan fundamental osäkerhet. Det är dock viktigt att uppmärksamma att dess förekomst kan motivera uppbyggnaden av institutioner som förmår reagera på oväntade händelser. Samhälleliga och ekologiska system är komplexa och detsamma gäller systemens interaktioner. Överraskningar är en naturlig del av komplexa system och det kan därför finnas skäl att bygga kapacitet (resiliens) i förebyggande syfte, jfr Galaz (2006). Att använda sig av adaptiv förvaltning har föreslagits som ett sätt att bygga sådan kapacitet och därmed öka chansen att hantera osäkerhet av detta mer fundamentala slag. Se box 9 för två förklaringar till vad adaptiv förvaltning är. Adaptiv förvaltning ses i sin tur som en komponent av den så kallade ekosystemansatsen för hållbar utveckling, jfr Malawiprinciperna i FN:s konvention om biologisk mångfald och Söderqvist et al. (2004). Ibland understryks vidare betydelsen av att intressenter delar makten över förvaltningen genom att tala om adaptiv samförvaltning.

#### **Box 9. Vad är adaptiv förvaltning?**

"Adaptive management proceeds by a design that simultaneously allows for tests of different management policies and emphasizes learning as we use and manage resources, monitoring and accumulating knowledge on the way, and constantly adjusting the rules that shape our behaviour to match the dynamics and uncertainty inherent in the system. The adaptive management approach treats policies as hypotheses, and management as experiments from which managers can learn, accepting uncertainty and expecting surprises." (Folke et al. 2002, s. 45).

"The foundations of adaptive management rest in many fields, but its initial presentation as a natural resources management paradigm was in the 1970's, when it was offered as a way to help managers to take actions in the face of uncertainties, to reduce uncertainties, and to craft management strategies capable of responding to unanticipated events. Adaptive management is not a "one size fits all" or a "cookbook" process, as experience with the concept and its related procedures to date is limited and evolving. There are multiple views and definitions regarding adaptive management, but elements that have been identified in theory and in practice are: management objectives that are regularly revisited and accordingly revised, a model(s) of the system being managed, a range of management options, monitoring and evaluating outcomes of management actions, mechanisms for incorporating learning into future decisions, and a collaborative structure for stakeholder participation and learning." (National Research Council 2004, s. 2).

## Statistisk och teknisk osäkerhet

Osäkerhet behöver dock inte betyda att kunskap saknas eller förbises. Det kan finnas kunskap eller åtminstone uppfattningar om vilka faktorer som spelar roll för storleken på kostnader och nytta samt en möjlighet att bedöma sannolikheten för att dessa faktorer antar olika värden (dvs får ett visst utfall) och därmed påverkar kostnader och nytta i en viss riktning. Det är denna typ av osäkerhet i mer begränsad mening (som ibland benämns *risk*) som den här metodbeskrivningen kommer att koncentrera sig på. Två olika huvudtyper av källor till denna osäkerhet när det gäller skattningar av nytta och kostnader är följande (van Engelen et al. 2005):

- 1) Statistisk osäkerhet. Den statistiska variationen i de faktorer som avgör skattningen av kostnader och nytta betyder kan beaktas med hjälp av exempelvis konfidensintervall. Detta är ett grundläggande sätt att ta hänsyn till osäkerhet.
- 2) Teknisk osäkerhet. Beskrivningar av den statistiska osäkerheten med hjälp av exempelvis konfidensintervall görs givet ett val av en viss modell av verkligheten. I modellen bedöms vilka faktorer som spelar roll för en kostnad eller nytta och hur dessa faktorer spelar roll. Men det kan finnas alternativa modeller. Kanske är modellen linjär, men en icke-linjär modell kan vara ett alternativ. Kanske bör andra faktorer ingå i modellen, och så vidare. Till den statistiska osäkerheten måste alltså läggas en vidare osäkerhet, här kallad teknisk osäkerhet.

## Några strategier för att hantera statistisk och teknisk osäkerhet

Vi ska nu beskriva tre strategier som kan användas för att hantera osäkerhet i den mer begränsade mening som beskrevs i avsnitt 2.2. Hur strategierna kan användas inom ramen för konsekvensanalys och kostnadseffektivitetsanalys återkommer vi till i avsnitt 3. För att förklara strategierna används det exempel som framgår av tabell 11. Där beskrivs två olika åtgärdsprogram vars konsekvenser har beräknats. Det råder dock osäkerhet rörande åtgärdsprogrammets kostnader, effekter och nytta. Tabellens kolumner uttrycker osäkerheten genom tre möjliga utfall som påverkar nettoytan av respektive åtgärdsprogram. Frågan är nu vilket åtgärdsprogram som bör väljas?

Tabell 11. Nettonyttan av två åtgärdsprogram för tre olika utfall

Program	Utfall 1 (Mkr)	Utfall 2 (Mkr)	Utfall 3 (Mkr)
Åtgärdsprogram A	-10	20	5
Åtgärdsprogram B	2	5	1

Ett grundläggande sätt att angripa frågan är att beräkna det förväntade värdet av åtgärdsprogrammets utfall och att som beslutsregel ha att *välja det alternativ som har det högsta förväntade värdet*. Detta går att göra om sannolikheten att vart och ett av utfallen kan bedömas. Om det saknas en vetenskaplig ("objektiv") bedömning kan en subjektiv bedömning baserad på erfarenhet vara bättre än ingen alls. Om bedömningen blir att sannolikheterna för att de tre olika utfallen blir verklighet är 0,2, 0,4 respektive 0,4 blir det förväntade värdet av åtgärdsprogram A lika med  $0,2*(-10) + 0,4*20 + 0,4 * 5 = 8$  Mkr. Motsvarande förväntade värde för åtgärdsprogram B är 2,8 Mkr. En beslutregel om att maximera det förväntade värdet innebär således att åtgärdsprogram A väljs.

Det är viktigt att lägga märke till att med denna beslutsregel innebär att alla utfall, vare sig de är positiva eller negativa, är jämlika i meningen att de vägs med sin respektive sannolikhet. I vissa fall kan riskaversion i samhället göra att det är motiverat med mer försiktiga beslutsregler. Ett extremt exempel på en sådan regel är *maximin-regeln*. Då ligger fokus på det sämsta tänkbara utfallet och beslutsregeln säger att det alternativ som väljs ska vara det minst dåliga av dessa utfall. Med maximin avses alltså en strategi som maximerar det sämsta möjliga utfallet. För åtgärdsprogram A är det sämsta möjliga utfallet -10 Mkr och för åtgärdsprogram B är det 1 Mkr. Enligt maximin-regeln ska således åtgärdsprogram B väljas, eftersom 1 Mkr i alla fall är bättre än -10 Mkr.

Det är dock inte ovanligt att maximin-regeln anses som alltför försiktig. Dess totala motsats är *maximax-regeln*. Då undersöks de bästa tänkbara utfallen och beslutsregeln säger att alternativet som väljs ska vara det allra bästa av dessa utfall. Med maximax avses alltså en strategi som maximerar det bästa möjliga utfallet. För åtgärdsprogram A är det bästa möjliga utfallet 20 Mkr och för åtgärdsprogram B är det 5 Mkr. Enligt den äventyrliga maximax-regeln är det alltså åtgärdsprogram A som ska väljas.

## Känslighetsanalys

I det här avsnittet beskrivs hur en grundläggande känslighetsanalys av resultaten från en kostnadseffektivitetsanalys och konsekvensanalys kan göras. Genomgången inleds med ett fall med kostnadseffektivitetsanalys (avsnitt 3.1). I princip är tillvägagångssättet för konsekvensanalysen mycket likartat, varför genomgången som gäller konsekvensanalys i avsnitt 3.2 blir mer kortfattad.

### **Känslighetsanalys av resultaten från en kostnadseffektivitetsanalys**

I handboken beskrevs hur kostnadseffektivitet kan identifieras med hjälp av rangordningar av åtgärder med hjälp av marginalkostnader eller genomsnittskostnader. Om osäkerhet råder kring dessa kostnaders storlek kan det

få konsekvenser för vilken kombination av åtgärder som uppfyller miljömålet till lägsta möjliga kostnad.

### Att undersöka den statistiska osäkerheten

Ett första steg i känslighetsanalysen är att undersöka den statistiska osäkerheten. Det kanske finns konfidensintervall för marginalkostnaderna/genomsnittskostnaderna eller någon annan statistisk beskrivning av deras osäkerhet med hjälp av standardavvikelse? Tabell 12 illustrerar den här saken genom att lägga till konfidensintervall till totalkostnaderna respektive miljöeffekten i exemplet i tabell 4 (avsnitt 4.6). Det här ger möjlighet att även illustrera vilken effekt denna statistiska osäkerhet får på genomsnittskostnaden. I den fjärde kolumnen i tabell 12 sker detta på ett grovt sätt genom att skapa ett intervall där det lägsta värdet för genomsnittskostnaden är totalkostnadsintervallets nedre gräns dividerat med miljöeffektintervallets övre gräns och det högre värdet för genomsnittskostnaden är totalkostnadsintervallets övre gräns dividerat med miljöeffektintervallets nedre gräns. För exempelvis åtgärd A är intervallet uträknat som  $4800000/2150$  till  $5800000/1850$ .

Siffrorna i exemplet visar att baserat på punktskattningar är åtgärd C bäst, eftersom den har lägst genomsnittskostnad. Det uträknade intervallet för genomsnittskostnaden för åtgärd C visar dock att eftersom konfidensintervallet för totalkostnaden för åtgärd C är så pass brett ( $\pm 3$  Mkr) är dess övre gräns (3214 kr/kg) större än motsvarande övre gräns för åtgärd A (3135 kr/kg). En strategi baserad på maximin-regeln vore i det här fallet att fokusera på konfidensintervallens övre gränser och välja den åtgärd som medför den minsta kostnaden av dessa. En sådan mycket försiktig strategi leder till att åtgärd A väljs i stället för åtgärd C. En strategi baserad på maximax-regeln vore att endast titta på konfidensintervallens nedre gränser och välja den åtgärd som medför den minsta kostnaden av dessa. Med denna äventyrliga strategi väljs istället åtgärd C.

Beräkningen av intervallet för genomsnittskostnaden i tabell 12 är onödigt grov. En statistiskt mer tillfredsställande beräkning är att utgå från observationen att genomsnittskostnaden är en kvotskattning, i det här fallet kvoten mellan totalkostnad och miljöeffekt. Om tillräcklig information finns om totalkostnaderna och miljöeffekten kan ett konfidensintervall för kvotskattningen beräknas utifrån följande uttryck för kvotskattningens varians (se t.ex. Cochran 1977):

$$\frac{1-n}{n\bar{x}^2} \left( s_y^2 + \left( \frac{\bar{y}}{\bar{x}} \right)^2 s_x^2 - 2 \left( \frac{\bar{y}}{\bar{x}} \right)^2 s_{yx} \right)$$

I uttrycket betecknar  $n$  storleken på det stickprov som gav information om totalkostnader och miljöeffekter för en viss åtgärd,  $N$  storleken på den population ur vilken stickprovet drogs,  $\bar{x}$  miljöeffektens medelvärde,  $\bar{y}$  totalkostnadens

medelvärde,  $s_x^2$  miljöeffektens varians,  $s_y^2$  totalkostnadens varians och  $s_{yx}$  betecknar kovariansen mellan totalkostnad och miljöeffekt.

**Tabell 12. Illustration av statistiska osäkerheter vid beräkning av genomsnittskostnad, dvs totalkostnad per miljöeffekt (jfr tabell 6 i handboken)**

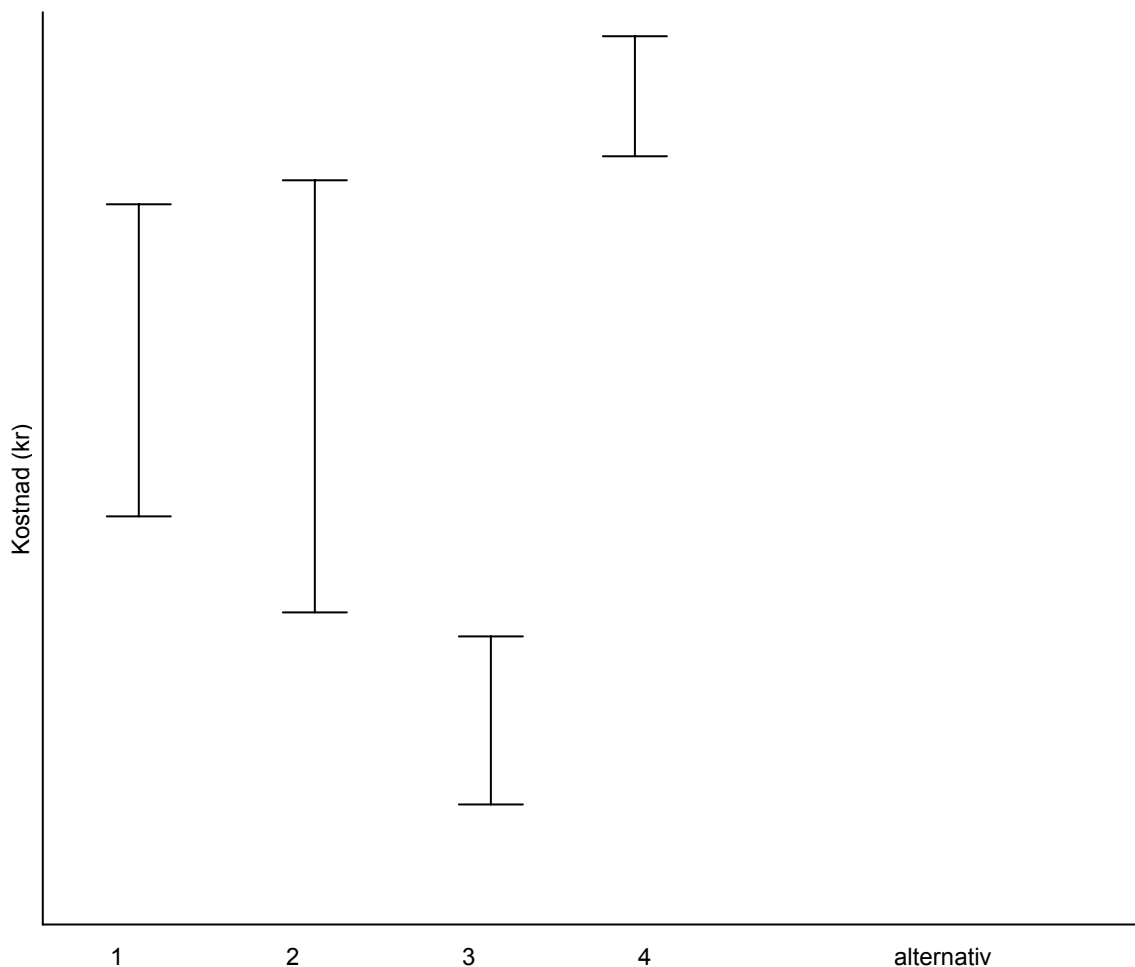
	<i>Totalkostnad (Mkr) (punktskattning samt 95% konfidensintervall)</i>	<i>Miljöeffekt (kg minskad tillförsel av N) (punktskattning samt 95% konfidensintervall)</i>	<i>Totalkostnad per miljöeffekt (kr/kg minskad tillförsel av N) (division av punkt- skattningarna samt grovt intervall baserat på konfidensintervallen)</i>
Åtgärd A	5,3 (4,8-5,8)	2000 (1850-2150)	2650 (2233-3135)
Åtgärd B	10 (7-13)	4000 (3500-4500)	2500 (1556-3714)
Åtgärd C	6 (3-9)	3000 (2800-3200)	2000 (938-3214)

### Att även undersöka den tekniska osäkerheten

Tyvärr är det sällan som en analys av den statistiska osäkerheten är tillräcklig. Det finns ofta ett flertal faktorer som spelar roll för kostnader och miljöeffekt men vars osäkerhet inte återspeglas av konfidensintervallen. Det är viktigt att identifiera dessa faktorer och analysera vilken roll som olika utfall av dessa faktorer kan få för valet av åtgärdsalternativ. Resultatet av en sådan analys blir i typfallet ett bredare intervall för t.ex. totalkostnaden per miljöeffekt än ett konfidensintervall.

Ett vanligt tillvägagångssätt för att även undersöka den tekniska osäkerheten är att arbeta med olika scenarier där olika utfall antas för faktorerna. Två scenarier som är särskilt viktiga att analysera är de där faktorerna antar värden som genomgående leder till höga respektive låga kostnader, dvs ett maximikostnadsscenario och ett minimikostnadsscenario. De här scenarierna ska förmedla information om hur höga respektive låga kostnaderna kan bli för värden på faktorerna som är extrema, men ändå inte helt orealistiska. Det krävs alltså en rimlighetsbedömning för att scenarierna ska vara informativa. Det är även viktigt att undvika att de värden som antas för faktorerna inom varje scenario motsäger varandra.

De här extremscenarierna *kan* vara tillräckliga för slutsatser om vilken kombination av åtgärder som är kostnadseffektiv. Det kan nämligen tänkas att maximikostnaden för ett av åtgärdsalternativen är lägre än minimikostnaden för alla andra åtgärdsalternativ. Det här illustreras schematiskt i figur 9, där detta kriterium uppfylls av alternativ 3. Saken kan uttryckas som att såväl en maximin-strategi som en maximax-strategi resulterar i att alternativ 3 väljs, trots att dessa strategier är varandras motsatser. Anledningen är att alternativ 3 kännetecknas av både de lägsta maximikostnaderna och de lägsta minimikostnaderna.



Figur 9. Kostnadsintervall som täcker in såväl statistisk som teknisk osäkerhet för fyra åtgärdsalternativ.

Ofta ger dock information om intervallgränserna inte något entydigt resultat. Antag exempelvis att alternativ 3 i figur 1 inte är tillgängligt. Då står valet mellan alternativ 1, 2 och 4. Alternativ 4 kan uteslutas, eftersom dess lägsta kostnad är större än den högsta kostnaden för alternativ 1 och 2. Men hur välja mellan alternativ 1 och 2? En möjlighet är att använda maximin-strategin och därmed i försiktighetens namn välja alternativ 1. En annan möjlighet är att använda maximax-strategin och därmed i äventyrlighetens namn välja alternativ 2. Om det inte finns särskilda skäl till försiktighet kan en rimlig medelväg vara att undersöka var inom intervallen det är troligast att kostnaden hamnar, det vill säga undersöka det förväntade värdet med hjälp av sannolikheter. Tabell 13 exemplifierar hur detta kan se ut.

Låt oss säga att tre olika scenarier antas för de två alternativen, ett där de faktorer som spelar roll för kostnadens storlek tenderar att leda till låga kostnader ("låg"), ett där de tenderar att leda till höga kostnader ("hög") och ett som leder till ett mittemellan-fall ("medel"). Sedan sker en bedömning av sannolikheten för att respektive scenario blir verklighet. Den här bedömningen är troligen åtminstone

delvis subjektiv och kan vara baserad på handläggares eller externa experters bedömningar av vad som är mer eller mindre troligt. Att den är subjektiv betyder dock inte att den är godtycklig. Den kan ses som en kvantifiering av vilken bedömning handläggare och externa experter gör baserat på sina sammantagna erfarenheter och kunskaper. Med hjälp av sannolikheterna (som ska summera till 1) räknas ett förväntat värde fram, och det alternativ som har den lägsta förväntade kostnaden väljs. Så som exemplet är konstruerat bör alternativ 1 väljas, eftersom dess förväntade kostnad (18,75 Mkr) är lägre än den förväntade kostnaden för alternativ 2 (20,4 Mkr).

**Tabell 13. Förväntad kostnad för två olika åtgärdsalternativ.**

Scenario	Alternativ 1			Alternativ 2		
	Totalkostnad (Mkr, nuvärde)	Bedömd sannolikhet	Förväntad totalkostnad (Mkr)	Totalkostnad (Mkr, nuvärde)	Bedömd sannolikhet	Förväntad totalkostnad (Mkr)
Låg	15	0,50	7,5	10	0,1	1
Medel	20	0,25	5	18	0,5	9
Hög	25	0,25	6,25	26	0,4	10,4
Summa		1	18,75		1	20,4

### Bedömning av betydelsen av icke-monetiserade kostnader

Hittills har känslighetsanalysen handlat om att uttrycka osäkerhet genom att undersöka möjliga intervall för kostnadernas storlek. Med största sannolikhet finns det dock kostnadsposter som inte har varit möjliga att uttrycka i monetära enheter, utan enbart i kvalitativa termer, exempelvis med hjälp av ett eller flera minus- eller plustecken. Dessa kostnadsposter bör spela roll för slutsatsen av känslighetsanalysen.

De kvalitativa kostnadsposterna kan i vissa fall peka entydigt åt ett visst håll och då ha stark påverkan på bedömningen av vilket åtgärdsalternativ som är kostnadseffektivt. För att återgå till exemplet i tabell 13, antag att de icke-monetiserade kostnaderna har uttryckts med totalt tio minustecken för alternativ 1, men endast med ett minustecken för alternativ 2. Då kanske den slutliga bedömningen blir att alternativ 2 bör föredras trots att dess förväntade monetiserade kostnad är högre än den förväntade monetiserade kostnaden för alternativ 1.

### Känslighetsanalys för resultaten från en konsekvensanalys

Känslighetsanalysen för kostnadseffektivitetsanalysen leder förhoppningsvis fram till en väl underbyggd slutsats kring vilken utformning av åtgärdsprogrammet som skulle leda till att miljömålet uppfylls till lägsta möjliga kostnad. Nästa steg är att slutföra konsekvensanalysen genom att jämföra dessa kostnader med åtgärdsprogrammets nytta.

Här blir det återigen nödvändigt med en känslighetsanalys. Ett intervall för nyttan bör undersökas och konstrueras genom i princip samma tillvägagångssätt som ovan. Nu gäller det däremot att undersöka känsligheten för nytto-skattningarna när olika faktorer som spelar roll för nyttan antar olika värden. Resultatet av detta blir en jämförelse mellan ett kostnadsintervall för det kostnadseffektiva åtgärdsprogrammet och ett nyttointervall.

Kunskap om intervallgränserna kan återigen i vissa fall vara tillräckliga för att dra slutsatser. Om den nedre gränsen för nyttointervallet överstiger den övre gränsen för kostnadsintervallet är åtgärdsprogrammet samhällsekonomiskt motiverat. Om den nedre gränsen för kostnadsintervallet överstiger den övre gränsen för nyttointervallet leder åtgärdsprogrammet däremot till en samhällsekonomisk förlust. Om intervallen är överlappande krävs däremot ytterligare överväganden. Exempelvis kan det då undersökas var inom nyttointervallet det är troligast att nyttan hamnar genom användande av sannolikheter, jfr avsnitt 3.1.2.

Slutligen måste även de icke-monetariserade nyttorna och kostnaderna vägas in i känslighetsanalysen. Om jämförelsen mellan de monetariserade nyttorna och kostnaderna exempelvis tyder på en svag övervikt för kostnaderna samtidigt som de icke-monetariserade nyttorna bedöms vara mycket stora och de icke-monetariserade kostnaderna mycket små kan resultatet av en helhetsbedömning bli att åtgärdsprogrammet leder till en nettovinst för samhället.

## Mer avancerade analyser av osäkerhet

### **Sannolikhetssimulering och Bayesianska nätverk**

Ett mer avancerat sätt att genomföra en känslighetsanalys är att specificera en statistisk fördelningsfunktion för alla eller ett urval av de faktorer som har betydelse för skattningarna av kostnader eller nytta. Ett exempel på detta är att anta att en viss faktor är normalfördelad med ett visst väntevärde och en viss varians. Det är sedan möjligt att analysera den totala osäkerheten för kostnaden eller nyttan med hjälp av datorprogram som kan göra slumpmässiga dragningar av värden på grundval av de antagna fördelningsfunktionerna (s.k. Monte Carlo-simulering).

Denna analys kan göras ännu mer raffinerad genom att koppla ihop exempelvis kostnader och effekter av en åtgärd i nätverksform. Genom att använda Bayes regel kan det då gå att uppdatera sannolikheten för att en viss orsak åstadkommer en viss verkan i en kausal händelsekedja. Med andra ord går det att analysera frågeställningar som exempelvis "om tillförsel förändringen Y observeras i en vattenförekomst, vad är sannolikheten att den orsakades av åtgärd X?". För en närmare beskrivning av denna typ av analys, se Kjærulf och Madsen (2005).



### **Probabilistisk optimering**

En avancerad kostnadseffektivitetsanalys kan explicit ta hänsyn till att det råder osäkerhet i vilken mån olika åtgärder bidrar till att uppfylla ett miljömål. Ett sätt att göra detta är att bygga en kostnadsminimeringsmodell där denna osäkerhet ingår som bivillkor. Kostnadseffektivitetsanalysen görs då inom ramen för en modell där en kombination av åtgärder söks som minimerar kostnaderna för att med en viss sannolikhet uppfylla miljömålet (dvs en typ av *chance-constrained optimization*). Se t.ex. Elofsson (2003) och Gren et al. (2000), som använde sig av datorprogrammet GAMS för att genomföra en sådan kostnadseffektivitetsanalys. Om en hög sannolikhet krävs kan det driva upp totalkostnaden avsevärt om de åtgärder som med relativt hög sannolikhet bidrar till att uppfylla miljömålet är förhållandevis dyra att genomföra.

### **Datavärdesanalys**

Ett sätt att minska osäkerhet i skattningar är att samla in mer data om exempelvis åtgärders effekter, kostnader och nytta. Datainsamling kostar dock pengar, och det är viktigt att ställa sig frågan om nyttan av mer data överstiger datainsamlingskostnaderna. Nyttan av mer data har att göra med hur stor risken är att ett felaktigt beslut fattas om ytterligare data inte samlas in. Bayesiansk teori kan användas för att angripa det här problemet i form av Bayesiansk datavärdesanalys, se t.ex. Norberg och Rosén (2006).

## Bilaga 5. Informationen i databasen ValueBase<sup>SWE</sup>

Som nämndes i avsnitt 4.2 är ValueBase<sup>SWE</sup> ([www.beijer.kva.se/valuebase.htm](http://www.beijer.kva.se/valuebase.htm)) en databas som innehåller resultat från svenska miljövärderingsstudier. Syftet med databasen och rapporten var att åstadkomma följande effekter:

- Ökade möjligheter att använda resultat av värderingsstudier i kostnadsnyttoanalyser och andra verktyg för beslutsfattande.
- Ökad kunskap om metodframsteg inom ekonomisk värdering.
- Undvikande av onödiga upprepningar av värderingsstudier.
- Stöd för överföring av värderingsresultat till nya situationer.
- Underlätta upprättande av nätverk mellan personer som är intresserade av ekonomisk värdering av miljön.
- Ökade möjligheter att dra allmänna slutsatser om det ekonomiska värdet av miljöförändringar, och att utföra metaanalyser av värderingsresultat.
- Underlätta integrering av svenska värderingsresultat i internationella databaser, t.ex. EVRI.

Informationen som ingår om de värderingsstudier som har använt sig av primärdata är relativt detaljerad, se nedanstående lista. För studier som inte har använt sig av primärdata ingår dock endast bibliografisk information.

- Bibliografisk information (*bibliographic information*).
- Typ av studie (*type of study*): om primärdata eller sekundärdata har använts eller om studien är en metastudie eller en sammanställning av tidigare studiers resultat.
- Samband med andra studier (*relation to other studies*).
- Värderingsmetod (*valuation method*), inklusive detaljer såsom frågetyp och betalningsinstrument för scenariometoder.
- Studieområde och studerad population (*study area and study population*).
- Typ av miljövara/-tjänst och miljöresurs (*type of environmental good/service and environmental asset*).
- Miljöförändringens omfattning (*extent of environmental change*).
- Samband med miljö kvalitetsmål (*relation to environmental quality objective*).
- Information om stickprov: stickprovsstorlek, typ av urval, svarsfrekvens, år för datainsamling (*sample information: sample size, sampling procedure, response rate, year of data collection*).
- Betalningsinstrument (*payment vehicle*).
- Ekonomiskt mått och skattade värden (*economic measures and estimated values*).
- Värderingsfunktion (*valuation function*).
- Använd i kostnads-nyttoanalys/policys (*usel in CIBA/policy*).
- Anmärkningar (*remarks*).

## Bilaga 6. Exempel på kostnader

Nedanstående tabeller (tabell 14, 15 och 16) ger exempel på sammanställningar av åtgärds-kostnader. De presenterar skattningar av kostnader för att minska tillförseln av kväve till olika delar av Östersjön. Skattningarna gäller för svenska förhållanden under mitten/slutet av 1990-talet. Se även tabell 3 (avsnitt 4.6). De utgångspunkter som har använts för beräkningarna är inte identiska, vilket förklarar att vissa skattningar skiljer sig åt mellan tabellerna.

**Tabell 14. Marginalkostnader för minskad luftdeposition, kr/kg N som når Östersjön. Hänsyn tas till deposition direkt på Östersjön och på land inom avrinningsområdet.**

	Transportsektorn			Fasta förbränningsanläggningar	
	Katalysator, fartyg <sup>1</sup>	Katalysator, motorfordon <sup>1</sup>	Minskad bränsle-förbrukning <sup>2</sup>	"Flue gas abatement"	Minskad bränsle-förbrukning <sup>2</sup>
Bottenviken	160	1166	1780	1277	11407
Bottenhavet	150	1079	1646	1249	10666
Eg. Östersjön	135	937	1403	1125	9599

<sup>1</sup> Kostnadsskillnad beror endast på skillnad i lufttransporter.

<sup>2</sup> Kostnad beräknad som genomsnittet på 30 % minskning i efterfrågan.

Källa: Gren et al. (1995)

**Tabell 15. Marginalkostnader för åtgärder i jordbruket, kr/kg N som når Östersjön.**

	Markanvändning			Ändrad tidpunkt för stallgödelspridning	Minskad handelsgödsel-användning <sup>1</sup>
	Fång-grödor	Energi-skog	Ökad vall		
Bottenviken	202	122	376	66	38
Bottenhavet	226	272	838	83	45
Eg. Östersj.	60	72	242	31	20

<sup>1</sup> Beräknad som genomsnittskostnad för en 50% minskning av handelsgödselanvändningen.

Källa: Gren et al. (1995).

**Tabell 16. Marginalkostnader för åtgärder i jordbruket, kr/kg N som når Östersjön.**

	Markanvändning					
	Ökad vall	Energi-skog	Träda	Vinter-grödor	Fång-gröda	Skydds-zoner
Bottenviken	1236	401	1070	-	330	873
Bottenhavet	815	940	908	-	217	1123
Egentliga Östersjön utom Mälarenregionen	425	711	908	385	99	799
Öresund	187	352	423	0	35	374
Kattegatt	364	565	746	0	78	634
Mälarenregionen	642	771	960	183	99	853

	Minskad djurhållning			Ändrad tid för spridning av stallgödsel	Minskad handelsgödsel-användning <sup>1</sup>
	Nöt	Svin	Fjäderfä		
Bottenviken	4294	2019	1757	96	281
Bottenhavet	2658	1247	1156	69	94
Egentliga Östersjön utom Mälarenregionen	1775	1003	801	52	103
Öresund	635	370	303	20	5
Kattegatt	1328	747	595	39	94
Mälarenregionen	1531	936	720	47	84

<sup>1</sup> Beräknad som marginalkostnaden för en 50 % -ig minskning av användningen

Källa: Elofsson (1999)

## Referenser

Almesjö, L., Hansson, S., 2001. Minskande bestånd och rekryteringsstörningar hos kustbestånd av abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*). Rapport för Naturvårdsverket. Institutionen för systemekologi, Stockholms universitet.

Boardman, A. E., Greenberg, D., H., Vining, A. R., Weimer, D. L., 2001. Cost-Benefit Analysis: Concept and Practice. Second Edition. Prentice-Hall. Upper Saddle River, NJ.

Brouwer, R., 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32, 137-152.

Brouwer, R., Pearce, D. (red.), 2005. *Cost-Benefit Analysis and Water Resources Management*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

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

Cochran, W. G., 1977. *Sampling Techniques*. Third Edition. John Wiley & Sons, New York.

Elofsson, K., 1999. Cost-effective reductions in the agricultural load of nitrogen to the Baltic Sea, i Boman, M., Brännlund, R., Kriström, B. (red), *Topics in Environmental Economics*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Nederländerna.

Elofsson, K., 2003. Cost-effective reductions of stochastic agricultural loads to the Baltic Sea. *Ecological Economics* 47, 13-31.

van Engelen, D., van der Veeren, R., Barton, D., Seidelin Sørensen, C., Queb, K., 2005. Cost-effectiveness analysis for the implementation of the EU Water Framework Directive. Manuscript.

Flyvbjerg, B., Skamris Holm, M, Buhl, S., 2002. Underestimating costs in public works projects: error or lie? *Journal of the American Planning Association* 68, 279-295.

Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., et al., 2002. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformation. Scientific background paper on resilience for the process of the World Summit on Sustainable Development. Miljöårsberedningen, Miljödepartementet, Stockholm.

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

Frykblom, P., Scharin, H., Söderqvist, T., Helgesson, A., 2005. Cost-benefit analysis and complex river basin management in the Stockholm archipelago in

Sweden, s. 151-175 i Brouwer, R., Pearce, D. (red.), *Cost-Benefit Analysis and Water Resources Management*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

Galaz, V., 2006. Does the EC Water Framework Directive build resilience? Harnessing socio-ecological complexity in European water management. Policy Paper I, The Resilience and Freshwater Initiative, Swedish Water House, Stockholm.

Gren, I-M., Elofsson, K., Jannke, P., 1995. Costs of nutrient reductions to the Baltic Sea. Beijer Discussion Paper Series No. 70. Beijerinstitutet för ekologisk ekonomi, Kungl. Vetenskapsakademien, Stockholm.

Gren, I-M., Destouni, G., Scharin, H., 2000. Cost effective management of stochastic coastal water pollution. *Environmental Modelling and Assessment* 5, 193-203.

Johansson, P-O., 1993. *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Kjærulf, U. B., Madsen, A. L., 2005. *Probabilistic Networks: An Introduction to Bayesian Networks and Influence Diagrams*. Department of Computer Science, Aalborg.

Mattsson, B., 1988. *Cost-benefitkalkyler*. Esselte Studium, Göteborg.

National Research Council, 2004. *Adaptive Management for Water Resources Project Planning*. National Academies Press, Washington, DC.

Naturvårdsverket, 1999. *Miljömålen i Sverige: val av åtgärder*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2000. *Metod för samhällsekonomisk analys av miljöåtgärder. Rapport 2000:7 Miljöräkenskaper*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2003. *Konsekvensanalys steg för steg: handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket 2004. *Handbok för vatten. Åtgärdsprogram: att göra kostnadseffektivitetsanalyser samt Fördjupning av ekonomiavsnitten. Arbetsmaterial 2004-12-06*.

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

Naturvårdsverket, 2006. *Diskontering i samhällsekonomiska analyser av klimatåtgärder. Rapport 5618*, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2007. *Kartläggning och analys av ytvatten – en handbok för tillämpningen av 3 kap 1 och 2 §§, Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Handbok 2007:3*, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2008a. Handbok om åtgärdsprogram inom vattenförvaltning enligt förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Under bearbetning, september 2008.

Naturvårdsverket, 2008b. Vägledning om kraftigt modifierade vatten och undantag inom vattenförvaltning enligt förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Remissversion, under bearbetning september 2008.

Norberg, T., Rosén, L., 2006. Calculating the optimal number of contaminant samples by means of data worth analysis. *Environmetrics*, under tryckning.

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

Queb, K., 2006. Kostnadseffektivitetsanalys i EG:s ramdirektiv för vatten – praktisk tillämpning av Naturvårdsverkets råd. Rapport 2006:16, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Göteborg.

Scharin, H., 2004. *Management of Eutrophicated Coastal Zones: The Quest for an Optimal Policy under Spatial Heterogeneity*. Doktorsavhandling, Institutionen för ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Soutukorva, Å., 2005. The value of improved water quality: a random utility model of recreation in the Stockholm archipelago. Beijer Discussion Paper Series No. 135, Beijerinstitutet för ekologisk ekonomi, Kungl. Vetenskapsakademien, Stockholm.

Sundberg, S., Söderqvist, T., 2004. The economic value of environmental change in Sweden: a survey of studies. Rapport 5360, Naturvårdsverket, Stockholm.

Söderqvist, T., Eggert, H., Olsson, B., Soutukorva, Å., 2005. Economic valuation for sustainable development in the Swedish coastal zone. *Ambio* 34, 169-175.

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

Vedung, E., 1996. Policy instruments: typologies and theories, i Bemelmans-Videc, M-L., List, R. C., Vedung, E. (red), *Policy Instruments and Evaluation*. Transaction Books, New Brunswick, NJ.

Nordiska ministerrådet, 2007. Nordic Environmental Valuation Database  
<http://www.norden.org/pub/sk/showpub.asp?pubnr=2007:518>

Naturvårdsverkets webbvägledningar om vattenförvaltning  
[www.naturvardsverket.se/vattenforvaltning](http://www.naturvardsverket.se/vattenforvaltning)

*Se även Naturvårdsverkets webbvägledning om miljöekonomi*  
[www.naturvardsverket.se/miljoekonomi](http://www.naturvardsverket.se/miljoekonomi)

# Samhällsekonomisk konsekvensanalys av miljöåtgärder

HANDBOK 2008:4

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-0155-1  
ISSN 1650-2361

Handbok med särskild tillämpning  
på vattenmiljö

Den här handboken handlar om hur det går till att göra en samhällsekonomisk konsekvensanalys av åtgärder som kan behöva vidtas för att uppfylla miljökvalitetskrav. Analysmetoden som beskrivs är generell men är särskilt tillämpad på vattenmiljö. Den är en del av vår vägledning för arbetet med förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. En konsekvensanalys inklusive kostnadseffektivitetsanalys krävs här för de åtgärdsprogram som tas fram av vattenmyndigheterna.

De åtgärder som man vidtar för att nå ett formulerat miljökvalitetskrav bör, ur ett samhällsperspektiv, vara utformade så att målsättningen uppnås till lägsta möjliga kostnad. Det betyder att åtgärderna är kostnadseffektiva. Åtgärdernas ekonomiska och miljömässiga konsekvenser bör även redovisas så att det är möjligt att bedöma om de är rimliga. Om det är mycket kostsamt för samhället att genomföra de åtgärder som krävs för att nå ett kvalitetskrav kan det finnas anledning att omformulera detta. Konsekvensanalys är ett verktyg för att dels göra denna avvägning av om målet är rimligt utifrån samhällsekonomiska mått, och dels om målet nås på ett kostnadseffektivt sätt.

