

ELIN KÅGEBRO, MARIA VREDIN JOHANSSON



FOI är en huvudsakligen uppdragsfinansierad myndighet under Försvarsdepartementet. Kärnverksamheten är forskning, metod- och teknikutveckling till nytta för försvar och säkerhet. Organisationen har cirka 1000 anställda varav ungefär 800 är forskare. Detta gör organisationen till Sveriges största forskningsinstitut. FOI ger kunderna tillgång till ledande expertis inom ett stort antal tillämpningsområden såsom säkerhetspolitiska studier och analyser inom försvar och säkerhet, bedömning av olika typer av hot, system för ledning och hantering av kriser, skydd mot och hantering av farliga ämnen, IT-säkerhet och nya sensorers möjligheter.

Elin Kågebro, Maria Vredin Johansson

# Ekonomiska verktyg som beslutsstöd i klimatanpassningsarbetet

En metodöversikt

Omslagsbild: Fotoakuten

Titel	Ekonomiska verktyg som beslutsstöd i klimatanpassningsarbetet: en metodöversikt
Title	Economic decision-models for climate adaptation: a survey
Rapportnr/Report no	FOI-R--2530--SE
Rapporttyp Report Type	Användarrapport User report
Månad/Month	Maj/May
Utgivningsår/Year	2008
Antal sidor/Pages	60 p
ISSN	ISSN 1650-1942
Kund/Customer	Naturvårdsverket
Forskningsområde Programme area	1. Analys av säkerhet och sårbarhet 1. Security, safety and vulnerability analysis Climatools
Delområde Subcategory	19 Breda projekt inom säkerhet och sårbarhet 19 Interdisciplinary Projects regarding Security, Safety and Vulnerability Analysis
Projektnr/Project no	B 10021
Godkänd av/Approved by	Lisa Hörsten Friberg Lisa Hörsten-Friberg

FOI, Totalförsvarets Forskningsinstitut  
Avdelningen för Försvarsanalys

FOI, Swedish Defence Research Agency

164 90 Stockholm

## Sammanfattning

En hel del anpassning till framtidens förändrade klimat kommer att ske successivt och självmant i respons på upplevda klimatförändringar.

I många fall kan det fungera utmärkt men för investeringar och åtgärder med relativt lång livstid (säg mer än 25 år) och för investeringar och åtgärder som är känsliga för väderextremer ökar klimatförändringarna behovet av planering och framförhållning. I sådana situationer kan ekonomiska beslutsmodeller, som syftar till att fungera som planerings- och prioriteringsverktyg, vara till nytta för beslutsfattarna.

I den här rapporten beskriver vi de vanligaste ekonomiska beslutsmodellerna; kostnadsnyttoanalys (CBA), kostnadseffektanalys (CEA) och multikriteri-analys (MCA). Genom att tillhandahålla genomarbetade beslutsunderlag tror vi att dessa modeller kan förenkla beslut som rör klimatanpassningsåtgärder.

Beskrivningarna kommer att tjäna som underlag för det fortsatta arbetet med att ta fram verktyg som kan användas på lokal nivå för klimatanpassningsbeslut inom Climatools.

**Nyckelord:** Klimat, klimatförändring, anpassning, ekonomiska beslutsmodeller, kostnadsnyttoanalys, kostnadseffektanalys, multikriteri-analys

## Summary

Several of the adaptations to the climate change we are about to experience will occur successively and voluntarily in response to the climate change experienced.

In many cases these adaptations will work perfectly but, for investments and activities with relatively long life-times (say more than 25 years) and for investments and activities that are sensitive to climate extremes, climate change requires increased planning and foresight. In these situations economic decision-models can aid the decision-makers through providing well-founded bases for the decisions, as well as tools for prioritizations.

In this report we describe the most common economic decision-models: cost-benefit analysis (CBA), cost-effectiveness analysis (CEA) and multi-criteria analysis (MCA). The descriptions will form a foundation for the continuing work on generating tools that can be useful for local decision-makers in their pursuit of coping with climate change within the Climatools programme.

**Keywords:** Climate, Climate Change, Adaptation, Economic Decision Models, Cost-Benefit Analysis, Cost-Effect Analysis, Multi-Criteria Analysis

# Innehållsförteckning

<b>Förord .....</b>	<b>6</b>
<b>1 Inledning.....</b>	<b>8</b>
1.1 Syfte med rapporten.....	9
1.2 Rapportens disposition och bakgrund.....	10
<b>2 Klimatanpassningsbeslut med hjälp av en strukturerad beslutsmodell .....</b>	<b>12</b>
2.1 Vad är ett klimatanpassningsbeslut? .....	12
2.2 Vad är en strukturerad beslutsmodell? .....	13
2.3 Exempel på en strukturerad beslutsmodell.....	14
<b>3 Att värdera alternativa åtgärder med hjälp av ekonomiska verktyg.....</b>	<b>18</b>
3.1 Kostnadsnyttoanalys, CBA.....	18
3.1.1 CBA i tio steg.....	19
3.1.2 Monetär värdering av nyttor och kostnader .....	24
3.1.3 Diskontering .....	33
3.1.4 Att hantera risk och osäkerhet .....	41
3.1.5 Fördelningen av kostnader och nyttor.....	43
3.1.6 Sammanfattning av CBA.....	45
3.2 Kostnadseffektanalys, CEA.....	46
3.3 Multikriteria-analys, MCA .....	48
<b>4 Avslutande kommentarer .....</b>	<b>52</b>
<b>5 Referenser .....</b>	<b>54</b>

## Förord

Klimatförändringen är ett faktum. Även med begränsningar av utsläppen kommer vi att få ett varmare och våtare klimat. Denna rapport har skrivits inom ramen för Climatoools, ett tvärvetenskapligt forskningssamarbete mellan FOI, KTH, Uppsala universitet och Umeå universitet som ska ge verktyg för anpassningar till klimatförändringarna. Forskningsprogrammet Climatoools löper 2006–2011 och finansieras av Naturvårdsverket.

För att möta utmaningarna med klimatförändringar arbetar Climatoools med projekt som har anknytning till programsyntes, scenarier, anpassningsanalys, folkhälsa, ekonomisk analys, målkonflikter, geopolitik och jämställdhet. Climatoools fokuserar på att upprätthålla eller förbättra kapaciteten inom olika sektorer och regioner i Sverige och att tillhandahålla de tjänster som samhället kommer att behöva.

Målet är i första hand att ge en uppsättning verktyg till samhällsplanerare på olika nivåer och i olika sektorer och regioner. Climatoools utvecklar verktygen stegvis och i nära samarbete med olika intressenter och de provas dessutom i olika scenariebaserade fallstudier. Verktygen kommer att ge insikter om alternativa anpassningsåtgärder inom olika sektorer och regioner, utifrån dagens osäkerhet som råder rörande det framtida klimatet. Ett sekundärt mål med programmet är därför att ge ny kunskap om möjliga anpassningar som kan komma att krävas i Sverige. Hälsosektorn är en sektor som kommer att studeras närmare, liksom den byggda miljön, turismen och friluftslivet. Tre regioner i Sverige står i fokus: Skåne, Mälardalen och Umeå.

Gemensamt för de scenarier som tas fram inom Climatoools är antaganden om det framtida klimatet i Sverige. Det påverkas inte bara av vad vi gör här utan också av hur resten av världen agerar när det gäller utsläpp av växthusgaser, samt hur klimatet reagerar på dessa åtgärder. Vi har tagit fasta på de osäkerheter som finns om det framtida klimatet och anser att det är en viktig uppgift att ta fram verktyg som kan hantera dessa.

Denna rapport beskriver några ekonomiska verktyg som kan vara till nytta i värderingen och prioriteringen av olika åtgärdsalternativ. Målgruppen för rapporten är beslutsfattare och tjänstemän på olika nivåer inom statlig och kommunal samhällsplanering, men även andra personer som intresserar sig för hur samhällets kapacitet till klimatanpassning kan ökas.

Författarna tackar Henrik Carlsen, Annika Carlsson-Kanyama, Karl-Henrik Dreborg, Lars Hultkrantz, Lisa Hörnsten Friberg, Bengt Mattsson och Karin

Mossberg Sonnek för värdefulla synpunkter. För innehållet svarar författarna förstås helt själva.

Stockholm 2008-06-10

Elin Kågebro,  
Författare  
Doktorand i nationalekonomi vid  
Örebro universitet

Annika Carlsson Kanyama  
Programchef

Maria Vredin Johansson  
Författare  
Fil dr i nationalekonomi och verksam vid  
Nationalekonomiska institutionen vid  
Uppsala universitet



# 1 Inledning

Varje dag fattar vi mängder av medvetna – och omedvetna – beslut. Mycket går på ren rutin, och så länge saker och ting inte kostar speciellt mycket, eller om vi är vana vid beslutssituationen, brukar vi inte ägna besluten speciellt stor eftertanke. Men det finns också beslut som vi inte fattar så ofta och som innebär stora kostnader. I sådana fall blir det ofta tydligt att man, även i sitt privat beslutsfattande, använder någon form av (implicit) beslutsmodell som underlag. Beslutsmodellen kan bestå av att man först identifierar samtliga handlingsalternativ och att man, för varje alternativ, identifierar alternativspecifika för- och nackdelar. Alternativens fördelar vägs sedan mot dess nackdelar och, på basis av dessa jämförelser, fattar man till sist ett beslut. Det kan hända att det redan från början finns ett givet beslutskriterium, till exempel att alternativet man beslutar sig för inte får kosta mer än  $x$  kronor, eller att man, av ideologiska, etiska eller andra skäl aldrig väljer ett alternativ som har en viss egenskap.

Tänk dig att du ska köpa ett hus. Det är säkert ganska lätt för dig att säga vad som är viktigt för dig vid ett husköp; storleken på huset och tomten, närheten till skola eller arbete, området huset ligger i och, inte minst, priset. Kanske blir det en av dessa faktorer som helt avgör, till exempel priset eller läget på huset. En mer komplicerad situation uppstår när det finns två, eller flera hus, med olika för- och nackdelar och inget alternativ som tydligt dominerar de andra. För dig som individ kanske valet ändå är lätt – givet att du har råd, väljer du kanske helt enkelt det hus som ”känns” bäst!

När vi befinner oss på individnivå och beslutet inte har så många dimensioner, är det relativt enkelt att jämföra alternativ och fatta beslut – även om besluten inte alla gånger är så väl underbyggda. Men beslut måste ju även fattas på högre nivåer, av grupper av människor och av samhället. Beslut på högre nivå påverkar ofta många människor och – ibland – även djur och natur. Därför kräver vi ofta mer av beslut som fattas på högre nivå, det räcker sällan med att ett alternativ ”känns” bäst. I ekonomernas verktygslåda finns ett antal strukturerade beslutsstöd som kan användas vid sådana tillfällen.

Utgångspunkten i ekonomisk teori och metod är att samhällets resurser – ekonomiska och andra – är *begränsade*. I kombination med *obegränsade* behov tvingas individer, organisationer och samhällen att *välja* mellan olika alternativ.

Den här rapporten fokuserar på några metoder som kan underlätta avgörandet om ett projekt eller en åtgärd ska genomföras ur ett *samhällsekonomiskt* perspektiv.<sup>1</sup>

## 1.1 Syfte med rapporten

I den här rapporten ger vi en översikt över de vanligaste ekonomiska beslutsmodellerna. Syftet är att illustrera modellernas användbarhet i beslut som rör samhällseliga anpassningar till ett förändrat klimat.<sup>2</sup>

Flera myndigheter, till exempel Boverket (2004), Naturvårdsverket (2003) och Räddningsverket (Mattsson, 2006), har gett ut handböcker som, på relativt enkla sätt, beskriver hur ekonomiska beslutsmodeller kan användas för att stödja de förslag eller beslut som myndigheterna föreslår eller fattar. De främsta skillnaderna mellan myndigheternas handledningar och den här rapporten är dels vårt uttalade fokus på klimatanpassningsbeslut och dels att den här rapporten, i större utsträckning än de myndighetsinterna handledningarna, vänder sig till tjänstemän, handläggare och politiker på olika nivåer i länsstyrelser, landsting och kommuner. Baserat på myndigheternas handledningar tycker vi oss kunna skönja ett ökat intresse för mer strukturerade beslutsmodeller i myndigheternas arbete. Vi tror att detta intresse kan ”sippra ner” i förvaltningsstrukturen så att även länsstyrelser, kommuner och landsting i framtiden kan komma att använda sig av någon form av ekonomiska beslutsmodeller.

Jämfört med beslut som rör andra samhällseliga funktioner är riskerna och osäkerheterna troligtvis större när det gäller beslut om klimatanpassningsåtgärder, speciellt i de fall gäller beslut som har en lång (> 25 år) tidshorisont.<sup>3</sup> Även om kunskapen om klimatförändringarna hela tiden ökar, kommer beslut att behöva fattas under risk och osäkerhet. Beslutsfattare måste därför lära sig att hantera de risker och osäkerheter ett förändrat klimat för med sig. Vår förhoppning är att den här rapporten ska vara ett stöd för handläggare och beslutsfattare i deras arbete med att fatta väl underbyggda beslut.

<sup>1</sup> En åtgärd är samhällsekonomiskt lönsam om dess samhällsekonomiska nytta/vinst överstiger dess samhällsekonomiska kostnad. När flera åtgärder visar samhällsekonomisk lönsamhet kan åtgärderna rangordnas t ex efter nytta per investerad krona. Den åtgärd som uppnår högst nytta till lägst kostnad är den samhällsekonomiskt *effektiva* åtgärden.

<sup>2</sup> Andra projekt i Climatools arbetar med att ta fram andra typer av verktyg för t ex kommuners och länsstyrelser anpassningsarbete. Se [www.foi.se/climatools](http://www.foi.se/climatools) för information om de övriga projekten i programmet.

<sup>3</sup> När det gäller klimatförändringar vet vi med ganska stor säkerhet hur klimatet kommer att utvecklas de närmaste 25 åren, därefter ökar osäkerheten markant (Carlsen och Parmhed, 2008).

## 1.2 Rapportens disposition och bakgrund

Rapporten består av två delar. I den första delen (kapitel 2) beskriver vi mycket översiktligt vad ett klimatanpassningsbeslut är och ger ett exempel på hur ett strukturerat beslutsfattande kan gå till. Rapportens första del kan ses som en ”uppvärmning” för den mer djupgående beskrivningen av ekonomiska beslutsmodeller i den andra delen. Om läsaren känner sig ny på området räcker rapportens första del en bit på vägen för att förstå hur beslutsfattandet kan struktureras för att nå bättre underbyggda beslut. Bara genom att medvetandegöra beslutsprocessen genom att bearbeta problemet systematiskt, tror vi att beslutsunderlaget kan förbättras avsevärt.

I den andra delen av rapporten (kapitel 3) redogör vi för några national-ekonomiska beslutsverktyg som kan vara till nytta för beslutsfattare och handläggare på till exempel kommuner och länsstyrelser. Tyngdpunkten ligger på kostnadsnyttoanalys (CBA). Även om beslutsfattaren eller handläggaren varken har ambitionen, eller möjligheten, att genomföra en fullständig CBA, kan teorin som ligger bakom vara värdefull att tillägna sig. Bara ”mental” praktik av CBA, till exempel genom att beslutsfattaren tänker igenom problemet noga, identifierar berörda grupper och väger alternativens fördelar mot deras nackdelar, kan gynna beslutsfattandet om besluten på så vis blir bättre underbyggda! I kapitel 4 summerar vi rapporten i några avslutande kommentarer.

Det är också viktigt att notera att det i Sverige inte finns någon lagstiftning som tvingar myndigheter, kommuner eller landsting att använda just ekonomiska metoder som underlag för sitt beslutsfattande. Däremot kräver Miljöbalken (SFS 1998:808, kap 6) att tillståndskrävande åtgärder och verksamheter som genomförs av kommuner och myndigheter utreds i miljökonsekvensbeskrivningar. Enligt Miljöbalken (SFS 1998:808, 6 kap, 3§) är uppgiften för en miljökonsekvensbeskrivning *”att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som den planerade verksamheten eller åtgärden kan medföra dels på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö, dels på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt, dels på annan hushållning med material, råvaror och energi”*.

I kommunallagen (SFS 1991:900, kap 8, 1§) finns därutöver ett krav på att kommuner och landsting ska ha *”en god ekonomisk hushållning i sin verksamhet”*, vilket innebär, utöver att räkenskaperna ska gå ihop, att ekonomiska resurser ska användas till rätt saker på ett kostnadseffektivt sätt (Sveriges Kommuner och Landsting, 2005). Enligt plan- och bygglagen (SFS 1987:10, kap 4, 4§) ska kommunen dessutom i sitt arbete med översiktsplanen redovisa planens konsekvenser för länsstyrelsen och övriga intressenter. Till

skillnad från den tidigare Verksförordningen (SFS 1995:1322) kräver däremot *inte* den nya Myndighetsförordningen (SFS 2007:515) att myndigheter konsekvensutreder de kostnader som myndighetens nya föreskrifter och allmänna råd kan ge upphov till.

Ovanstående axplock från lagstiftningen kan ses som en indikator på det *önskvärda* i att kommuner, landsting och myndigheter gör en avvägning mellan kostnader och nyttor när de fattar beslut. En undersökning av handläggare på Naturvårdsverket (Carlsson m fl, 2008) visar också att majoriteten (79 procent) är positivt inställda till att använda kostnadsnyttoanalys som underlag i miljöpolitiska beslut.

Internationellt sett finns mer uttalade krav på ekonomiska metoder som underlag för beslutsfattandet. I vitboken om European Governance (COM (2001) 428) står till exempel att förslag ska baseras på ”effektiva” analyser som, i de fall det behövs, inbegriper uppskattningar av projektens potentiella ekonomiska, sociala och miljömässiga effekter. Så, även om det inte heller här finns ett uttalat krav på just kostnadsnyttoanalyser, ska projektens kostnader ställas mot dess nyttor. I Storbritannien finns däremot ett uttalat krav på att kostnadsnyttoanalyser ska ligga till grund för beslut inom den offentliga sektorn (HM Treasury, 2003).

## 2 Klimatanpassningsbeslut med hjälp av en strukturerad beslutsmodell

### 2.1 Vad är ett klimatanpassningsbeslut?

Två brittiska klimatforskare (Willows och Connell, 2003) beskriver i en rapport tre olika typer av beslut där graden av påverkan från klimatförändringar varierar. I den första typen av beslut, *klimatinfluerade* beslut, är klimatförändringarna enbart en av flera bevekelsegrunder. I dessa beslut kan det vara motiverat med viss anpassning till ett förändrat klimat, även om klimatanpassning inte utgör beslutets huvudsyfte. Beslut där anpassning utgör beslutets huvudsyfte kallar Willows och Connell (2003) för *klimatanpassningsbeslut*.

I praktiken finns inga vattentäta skott mellan klimatinfluerade beslut och klimatanpassningsbeslut. Vid en närmare granskning kan det visa sig att ett beslut som från början upplevdes som klimatinfluerat istället är ett klimatanpassningsbeslut. Den tredje typen av beslut är *klimatmissanpassningar*, det vill säga beslut som – avsiktligt eller oavsiktligt – minskar möjligheterna till klimatanpassning. Ett exempel på en klimatmissanpassning är den skyddsvall som byggdes mot översvämningar i Honduras (USAID, 2007). Eftersom vallen ingav en falsk känsla av trygghet fick befolkningen incitament att bosätta sig nära vallen vilket innebar att antalet hus som utsattes för översvämningsrisk ökade istället för minskade!

Enligt IPCC WG II (2007) är de anpassningsprojekt som genomförs idag främst klimatinfluerade, till exempel som delar i bredare sektoriella satsningar på katastrof- och kustskydd.

I den här rapporten gör vi ingen skillnad mellan Willows och Connells klimatinfluerade beslut och klimatanpassningsbeslut, utan använder den senare termen för att beteckna båda typerna av beslut. Och, eftersom klimatmissanpassningar kan vara svåra att skilja från de andra typerna av beslut när man befinner sig mitt uppe i beslutsprocessen (jmf Honduras-fallet ovan), ingår även beslut som i efterhand visar sig vara klimatmissanpassningar i begreppet klimatanpassningsbeslut i den här rapporten.

De flesta samhällen och kulturer har redan tidigare under historiens lopp varit tvungna att anpassa sig till förändringar i väder och klimat. Vanliga anpassningsåtgärder har till exempel varit diversifiering av grödor och

anläggning av bevattningsystem (IPCC WG II, 2007). Den största skillnaden mellan historiska och framtida anpassningsåtgärder är att osäkerheterna om framtidens klimat är rimligtvis är större idag än tidigare (särskilt på lång sikt).

Det kan bli aktuellt för offentliga myndigheter, länsstyrelser och kommuner att fatta klimatanpassningsbeslut av flera olika anledningar. Exempelvis kan nya styrmedel, förändrad lagstiftning eller ny information om klimatförändringarnas effekter leda till att beslut om nya eller förändrade investeringar måste fattas. Klimatförändringar kan även behöva uppmärksammas som en riskfaktor i vanliga verksamhetsbeslut. En tumregel är att om ett beslut är känsligt för förändringar i vädret bör information om förväntade klimatförändringar ingå i beslutsunderlaget.<sup>4</sup> På längre sikt (>25 år) kan det också vara nödvändigt att beakta flera olika klimatscenarier, eftersom klimatosäkerheten ökar med tidshorizonten. Det är förstås främst relevant för beslut som leder till långsiktiga bindningar av kapital och andra resurser, till exempel byggandet av nya bostadsområden eller ny infrastruktur (Carlsen och Parmhed, 2008).



*Långsiktiga kapitalbindningar kräver att olika klimatscenarier beaktas.*

## 2.2 Vad är en strukturerad beslutsmodell?

En strukturerad beslutsmodell syftar till att *underlätta* beslutsprocessen genom att tydliggöra samtliga problemets dimensioner, möjligheter och restriktioner. I

---

<sup>4</sup> Väder och klimat är inte samma sak. Väder beskriver t ex temperatur och lufttryck i ett visst ögonblick (just nu eller om någon/några dagar). Klimatet är, å andra sidan, väder betraktat över en längre tid, uttryckt i genomsnitt av olika klimatparametrar (Bernes, 2007).

vårt fall handlar det till exempel om att identifiera de fall där klimatförändringarna är betydelsefulla för det beslut som ska fattas. En systematisk beslutsmodell är flexibel, vilket innebär att den kan appliceras på många olika beslut och användas av många olika beslutsfattare.

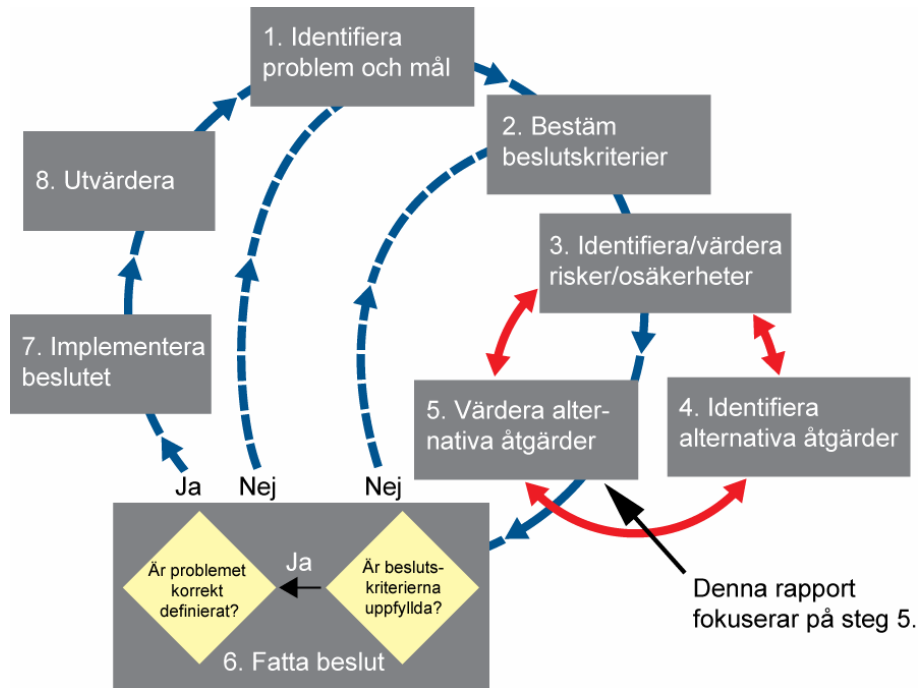
Vårt intryck är att strukturella ekonomiska beslutsmodeller i mycket liten omfattning används i den svenska förvaltningen idag. Intervjuer med företrädare för kommuner och Sveriges Kommuner och Landsting (SKL) har förmedlat en bild av att investeringsbeslut ofta fattas på basis av tidigare års ekonomiska tilldelning. Därigenom får den historiska fördelningen av medel mellan budgetområden stor vikt. Att något budgetområde frivilligt skulle stå tillbaka till fördel från något mer behövande budgetområde framstår ofta som uteslutet.

När kommuner, landsting och länsstyrelser nu står inför det nya hot som klimatförändringarna innebär, tror vi att det kan finnas anledning att revidera gängse beslutsprocesser. Vi tror till exempel att det är viktigt med en större kommunal helhetssyn, så att Anpassningsbeslut inte enbart fattas sektoriellt inom olika budgetområden. Ett sådant beslutsfattande kräver mer av beslutsfattarna än revision av tidigare års budgetar. Vi tror därför att strukturella beslutsmodeller i allmänhet, och ekonomiska beslutsmodeller i synnerhet, kan vara användbara för beslutsfattarna när det handlar om klimatanpassning.

Vi vill därför, i det här delprojektet i Climatools, försöka beskriva och testa metoder som kan underlätta för till exempel länsstyrelser och kommuner att fatta väl underbyggda klimatanpassningsbeslut.

## 2.3 Exempel på en strukturerad beslutsmodell

Ett exempel på en strukturerad beslutsmodell ges av Willows och Connell (2003). Figur 1 illustrerar deras modell från det första steget, ”identifikation av problem och mål” till det sista steget, ”utvärdering”. Pilarna visar att repetitioner av modellens olika steg kan behövas innan beslutet är färdigt för genomförande.



Figur 1: Systematisk modell för beslutsfattande under (klimat)osäkerhet. Källa: Willows och Connell, 2003 (egen översättning)

Willows och Connell (2003) beskriver verktyg och metoder som kan vara tillämpbara i respektive steg men - eftersom den här rapporten fokuserar på ekonomiska verktyg - avgränsar vi vårt arbete i nästa kapitel (kapitel 3) till att mer ingående beskriva de ekonomiska verktygen som kan vara till nytta för att ”värdera alternativ” (steg 5 i beslutsmodellen).

I modellens första steg måste beslutsfattaren förstå vilken typ av beslut hon har att göra med. Hon måste också kunna definiera *vem* (svenskar, skåningar, kommuninvånare och så vidare) och *vad* (djur, ekosystem, byggnader, näringar och så vidare) som berörs av beslutet. I modellens andra steg måste beslutsfattaren bestämma vilket, eller vilka, beslutskriterier som ska gälla.<sup>5</sup> I

<sup>5</sup> I huvudsak finns tre olika grupper av beslutskriterier (Morgan och Henrion, 1990); nyttooberade, rättighetsbaserade och teknologibaserade beslutskriterier. Nyttobaserade beslutskriterier baseras på resultat från t ex kostnadsnyttoanalyser (CBA), kostnadseffektanalyser (CEA) eller multikriterieanalyser (MCA). Rättighetsbaserade beslutskriterier baseras enbart på de alternativ som *a priori* anses etiskt eller moraliskt försvarbara, t ex försiktighetsprincipen. Enligt Sandin (1999) finns det åtminstone 19 olika definitioner av försiktighetsprincipen. Med så många olika



modellens tredje steg ska samtliga risker och osäkerheter förknippade med problemet identifieras och, om möjligt, kvantifieras. Risk definieras som en situation där både sannolikheten för en händelse och dess konsekvens är kända eller kan uppskattas. Osäkerhet definieras som en situation där sannolikheten för en händelse eller för dess konsekvens är okänd och inte kan uppskattas. I långsiktiga klimatanpassningsbeslut tillkommer, utöver problemets ”vanliga” risker och osäkerheter, även problemets väder- och klimatkänslighet. Modellens fjärde steg tillhandahåller verktyg och metoder för att identifiera alternativa åtgärder. I allmänhet kan två handlingsalternativ identifieras direkt; antingen kan man ”göra-inget” eller så kan man ”göra-något”. ”Göra-något” alternativet är rimligen mer resurskrävande än ”göra-inget” alternativet, men det är viktigt att inse att det även kan finnas en kostnad med avstå från att göra något.

I modellens femte steg ska alternativens risker, kostnader och nyttor beskrivas kvalitativt och, i möjligaste mån, kvantitativt. I modellens sjätte steg ska ett beslut fattas. I de fall det finns ett alternativ som dominerar alla andra är beslutsfattandet relativt enkelt. Svårigheter uppstår när det inte finns något alternativ som föredras framför alla andra.<sup>6</sup> I modellens sjunde steg genomförs (implementeras) det beslut som fattats och i modellens åttonde steg utvärderas resultatet av implementering och beslut. Uppprepningar av de olika stegen och hela processen ska leda till att kloka beslut fattas på väl genomtänkta grunder (det vill säga rationellt). Willows och Connells modell är ett exempel på en så kallad rationell beslutsmodell (Friedmann, 1987; Sager, 1994). Tanken bakom rationella beslutsmodeller är att ju mer rationell beslutsprocessen är, desto mer rationellt blir det beslut som fattas. Rationella beslutsmodeller har kritiserats för att vara orealistiska och, därför, icke-trovärdiga (Lindblom, 1959; 1979; Mintzberg, 1994).

---

tolkningar kan försiktighetsprincipen utgöra ett problematiskt besluts-kriterium. Teknologibaserade besluts-kriterier används ofta vid regleringar av t ex industriens utsläpp av miljöfarliga ämnen. Ett teknologibaserat besluts-kriterium kan antingen ge agenten tydliga direktiv om vilken teknologi som ska tillämpas eller ge industrierna handlingsfrihet i valet av teknologi.

<sup>6</sup> I sådana fall kanske någon av ”minimax-” eller ”maximin”-metoderna kan vara vägledande för beslutet. Minimax-metoden söker att minimera den maximalt möjliga förlusten, medan maximin-metoden söker maximera den minimalt möjliga vinsten.

Det är viktigt att notera att vi, i den här rapporten, inte gör anspråk på att försöka beskriva verkligheten som den *är* men, vi tycker, att en beslutsprocess som rör klimatanpassning *bör* innehålla en analys av beslutsituationen och en systematisk värdering av beslutsalternativen. Att fatta verkliga beslut är många gånger en politisk process som bestäms av andra faktorer än alternativens kostnader och nyttor. Det ligger emellertid utanför ramen för denna uppsats att analysera och beskriva hur politiska åsikter och processer influerar de beslut som fattas i verkligheten (för den intresserade rekommenderar vi artiklar i tidskriften *The Journal of Political Economy*).

Att beslutsunderlagen ska vara tillgängliga, transparenta (antaganden och avvägningar ska framgå tydligt) och öppna för kritisk diskussion tycker vi är viktigt i ett demokratiskt samhälle. Willows och Connells modell är *ett* exempel på hur sådant beslutsunderlag potentiellt kan genereras. I litteraturen finns andra planeringsmodeller som beskriver en del beslutsprocesser på ett mer verklighetstroget sätt, till exempel begränsade rationalitetsmodeller och ”inkrementalistiska” modeller (KFB, 2000). I den begränsade rationalitetsmodellen utgår man från att det inte är möjligt att samla in all relevant information innan ett beslut fattas. Istället nöjer man sig med ett alternativ som är *tillfredsställande*, men som inte nödvändigtvis är *optimalt*, genom att bara jämföra ett begränsat antal alternativ (Simon, 1955).

I den inkrementalistiska modellen undviker man överhuvudtaget att fatta stora strategiska beslut. Beslutsfattandet sker istället kontinuerligt i små steg och tyngdpunkten ligger på att tackla problemen allt eftersom de dyker upp (Lindblom, 1959; 1979). En inkrementalistisk modell kan till exempel användas för att karaktärisera Riksbankens förändring av styrrentan eller den kommunala budgetrevision vi beskrev tidigare.

Oavsett vilken beslutsmodell som bäst beskriver verklighetens beslutsfattande, utgör val mellan olika alternativ en mycket vanlig beslutssituation. I nästa kapitel beskriver vi några ekonomiska metoder som kan förenkla värderingen av alternativ i sådana situationer.

## 3 Att värdera alternativa åtgärder med hjälp av ekonomiska verktyg<sup>7</sup>

### 3.1 Kostnadsnyttoanalys, CBA

Sedan slutet på 1960-talet har så kallad kostnadsnyttoanalyser eller *cost-benefit* analyser (CBA) använts för att utvärdera åtgärder inom områden som miljö, transport och hälsa. CBA har sin etiska grund i utilitarismen och, därmed, i vad som brukar benämnas ”konsekvensetik”. Det innebär att åtgärder bedöms efter de konsekvenser de ger upphov till (Mattsson, 2004).

Den grundläggande idén bakom CBA är att en åtgärds nytta ska vägas mot dess kostnad och att den åtgärd som maximerar skillnaden mellan nytta och kostnad ska väljas. Nyttor (*benefits*) definieras som öknings i människors välfärd (*utility*) och kostnader (*costs*) definieras som minskningar i densamma. Storleken på nyttorna/kostnaderna avgörs av individens preferenser och de mäts ofta genom individens betalningsvilja (kompensationskrav) för ökad (minskad) välfärd. I en CBA sammanfattas och jämförs ett projekts samtliga nyttor och kostnader. Det innebär att alla nyttor och kostnader måste uttryckas i en dimension. Även om man kan tänka sig andra enheter är det pengar – kronor och ören – som valts.

Att välja den eller de åtgärder där nyttan överstiger kostnaden kallas för prioritering enligt Hicks/Kaldor kriteriet. Den grundläggande tanken bakom kriteriet är att vinnarna kan kompensera förlorarna om samhällets totala välfärd maximeras. Kriteriet innebär bara att en compensation ska vara *möjlig* – inte att den nödvändigtvis måste ske. Att, som i Hicks/Kaldor kriteriet, helt bortse från fördelningseffekterna av en åtgärd har kritiserats och har, i praktiken, inneburit att ett annat kriterium, Littles kriterium, ofta används för prioriteringar. Littles kriterium innebär att åtgärderna, utöver att uppfylla Hicks/Kaldor kriteriet, måste ha ”acceptabla” fördelningseffekter. Hur acceptabla fördelningseffekter ska definieras är ofta en politisk fråga (Mattsson 2004).<sup>8</sup>

Resultatet från en CBA måste naturligtvis inte följas slaviskt, utan ska alltid diskuteras och ifrågasättas. Den största förtjänsten med en CBA är, enligt vår mening, *systematiken* i identifiering och värdering av effekter som leder till bättre underbyggda beslut. I en CBA går man systematiskt igenom de olika

<sup>7</sup> I Willows och Connell (2003) ges exempel på andra typer av verktyg för att värdera alternativ.

<sup>8</sup> För en genomgång av värdegrunderna bakom CBA, se Mattsson (2004).

konsekvenserna av föreslagna eller genomförda åtgärder. Det gäller både konsekvenser som uppstår direkt och konsekvenser som uppstår vid senare tillfälle. För att kunna jämföra nyttor och kostnader som uppstår vid olika tillfällen brukar man räkna om alla värden till nuvärde, till ett ”dagsvärde”. Nyttor och kostnader som uppstår längre fram i tiden *diskonteras* till nuvärde med hjälp av en *diskonteringsränta*. Diskontering med en ränta större än noll innebär i praktiken att lägre vikt läggs vid nyttor och kostnader som uppstår i framtiden jämfört med idag.

Om vi för tillfället antar att värdering, diskonteringsränta eller osäkerheter inte utgör några problem finns det en huvudregel för CBA som säger att en åtgärd är samhällsekonomiskt lönsam om nuvärdet av nyttorna överstiger nuvärdet av kostnaderna. Att enbart jämföra olika projekts nettonuvärden (NPV), skillnaden mellan värdet av de diskonterade nyttorna och kostnaderna, är emellertid inte alltid en bra beslutsregel, då den inte tar någon hänsyn till projektens storlek. Det skulle till exempel innebära att ett projekt som kostar 100 000 kronor och har en nytta på 110 000 kronor skulle anses likvärdigt med ett projekt som kostar 20 000 kronor och ger en nytta på 30 000 kronor eftersom båda ger ett nettonuvärde på 10 000 kronor.

När beslutet gäller både omfattande och mindre omfattande projekt kan man istället jämföra projektens nytto-kostnadskvoter, det vill säga kvoterna mellan åtgärdernas diskonterade nyttor och kostnader. Kvoten uttrycker nyttan som genereras per satsad krona. Om kvoten är större än ett är nyttorna större än kostnaderna. Det projekt som har högst nytto/kostnadskvot är det projekt som genererar störst nytta per investerad krona. I exemplet ovan ger det andra projektet en nytta på 1,50 kronor per investerad krona, medan det första projektet bara ger en nytta på 1,10 kronor per investerad krona.

### 3.1.1 CBA i tio steg

Det finns flera exempel på hur man kan genomföra en CBA i olika steg. I allmänhet påminner de mycket om varandra. Den uppdelning vi använt oss av bygger på Pearce m fl (2006).

#### 1. Vad är det vi ska värdera?

Det första steget i en CBA består av att specificera vad det är vi ska värdera; är det ett projekt, en policy eller något annat?<sup>9</sup> Oavsett vilken typ av

<sup>9</sup> I det följande kommer ordet ”projekt” att användas generellt för att beteckna en viss resursanvändning i samhället. Detta kan således handla om en investering, en lagändring eller någon annan åtgärd som förbrukar samhällets resurser.

värderingsobjekt det handlar om är det viktigt att tydliggöra vad vi jämför med, det vill säga vad som utgör ”referensalternativet”. Ofta jämför man med ett ”nollalternativ”, det vill säga vad som händer om vi inte genomför någon åtgärd alls.

Det är emellertid viktigt att tänka på att nollalternativet sällan är ett statiskt tillstånd. Även om inget projekt genomförs så kommer referenssituationen ändå att förändras. För att till exempel räkna ut hur mycket utsläppen av växthusgaser måste minska för att vi ska nå klimatmålet år 2012<sup>10</sup> är det inte rimligt att utgå från att utsläppen, i avsaknad av klimatmålet, skulle ligga kvar på 1990-års nivå. Tvärtom, för att ge en rättvisande bild av hur stora utsläppsminskningar som är nödvändiga för att nå klimatmålet, måste framtidens utsläppsutveckling prognostiseras så att referenssituationen, utsläppsmängden år 2012 utan klimatmål, utgör en så trolig bild av framtiden som möjligt.

## 2. Vems nyttor och kostnader ska räknas?

Nästa steg är att avgöra analysens systemgräns, det vill säga att bestämma vem, och vad, som ska inkluderas i analysen<sup>11</sup>. Frågor som då måste besvaras är till exempel om det bara är effekterna på människor som ska räknas eller om effekterna på djur och natur också ska räknas? Ska effekterna på hela jordens befolkning och ekosystem räknas eller är det effekterna på invånare och ekosystem i Sverige som ska räknas? Den sista frågan är av särskilt stor vikt när man tittar på projekt som syftar till att minska utsläppen av växthusgaser – eftersom den globala uppvärmningen är just global. För policys eller projekt som syftar till att minska utsläppen av växthusgaser bör lämpligen de globala effekterna analyseras men, ser vi på anpassningsåtgärder, som till exempel översvämningsskydd, kan systemgränsen begränsas till det lokala eller regionala planet.

Vad som är extra viktigt att tänka på när det gäller åtgärder för att minska klimatpåverkan och klimatanpassningsåtgärder är att vi inte bara kan ta hänsyn till nu levande generationer.

<sup>10</sup> Klimatmålet innebär att de svenska utsläppen av växthusgaser som ett medelvärde för perioden 2008-2012 ska vara minst 4 procent lägre än 1990 (www.miljomal.nu).

<sup>11</sup> Frågan brukar på engelska benämnas ”who has standing?” och handlar således förenklat om vems åsikter som ska räknas.

### 3. Identifiera kostnader och nyttor

När vi identifierat vilken eller vilka projekt som ska utredas, samt vems nyttor och kostnader som ska räknas, är det dags att identifiera samtliga effekter som projekten medför. Vad som är en kostnad och vad som är en nytta bestäms av individens preferenser. En nytta är något som individen upplever som positivt, medan en kostnad är något som individen upplever som negativt. En kostnad behöver således inte vare en monetär uppoffring utan kan lika gärna vara till exempel försämrad hälsa. Något förenklat kan man säga att en nytta är något man är villig att betala för att få, medan en kostnad är något man är villig att betala pengar för att undvika.

När det handlar om miljöeffekter kan problemet vara att vi ofta inte med säkerhet vet vilka konsekvenserna kommer att bli. För att identifiera olika miljöeffekter finns det två vanliga metoder. Den ena är ”*environmental impact analysis*” (EIA) som är tillämpbar för att identifiera och förutsäga ett *projekts* eller en *åtgärds* miljöeffekter. Den andra är ”*life cycle analysis*” (LCA) där alla miljöeffekter en *vara* eller en *tjänst* har under hela sin livstid identifieras, det vill säga ett från ”vaggan till graven”-perspektiv. För mer information om LCA, se till exempel UNEP (2004). När vi identifierat effekterna gäller det att kvantifiera dem. Det räcker alltså inte med att veta vilka effekterna blir, vi måste också veta hur stora de blir för att kunna utvärdera ett projekt. I EIA/LCA kan man tänka sig att effekterna uttrycks som till exempel mängderna koldioxid, svavel, fosfor och så vidare i kilo.<sup>12</sup>

### 4. Påverkan och tidshorisont

För att på ett korrekt sätt kunna värdera projekten måste vi veta *när* de olika effekterna kommer att uppstå. Vi måste även bestämma tidsperspektivet, hur långt fram i tiden effekterna av en åtgärd ska räknas.

När det handlar om åtgärder som syftar till att minska utsläppen av växthusgaser kommer ofta kostnaden ligga nära i tiden, medan nyttan infaller senare. Ett alltför kort tidsperspektiv kan, i klimatsammanhang, därför leda till att analysen inte reflekterar all nytta som projektet kommer att generera.

---

<sup>12</sup> Att fastställa kausaliteten mellan minskade utsläpp och minskad klimatförändring är en uppgift för naturvetenskapen och vi antar därför i den här rapporten att minskade utsläpp helt enkelt leder till minskad miljöpåverkan, oavsett om det gäller växthusgaser och klimatförändringar, svavel och försurning eller fosfor och övergödning.

## 5. Värdera effekterna i en och samma enhet

Den svåraste delen i en CBA är oftast att värdera alla *nyttor* i pengar. Här ställs man inför komplicerade frågor som till exempel: hur mycket är ren luft värd och hur mycket är ett människoliv värt? Flera metoder har tagits fram för att hjälpa utredare och beslutsfattare med dessa frågor och några kommer att presenteras senare i denna rapport.

Men inte ens när det gäller värderingen av *kostnader* i pengar är det helt enkelt! När vi uppskattar kostnaden ska denna nämligen värderas till *alternativkostnaden*, det vill säga till värdet av resursernas bästa alternativa användning. Alternativkostnaden kan illustreras med ett exempel. Vad är till exempel alternativkostnaden för att du sitter och läser den här rapporten? För att kunna svara på den frågan måste vi veta vad du i alternativfallet skulle ha ägnat tiden åt, det vill säga vad du valde bort genom att läsa rapporten. Värdet av den sysselsättning du valde bort utgör nämligen alternativkostnaden för att du läser den här rapporten.

I en perfekt marknadsekonomi speglar marknadspriserna de verkliga alternativkostnaderna. Trots förekomsten av marknadsmisslyckanden brukar, i praktiken, gällande marknadspriser anses som acceptabla mått på alternativkostnaderna.

## 6. Val av diskonteringsränta

För att kunna jämföra effekter som infaller vid olika tidpunkter måste vi räkna om (de i pengar uttryckta) löpande effekterna till dagsvärden. Frågan blir då hur vi mycket vi anser att en effekt som infaller i framtiden är värd idag? När vi utvärderar projekt med kort tidshorisont handlar det om hur mycket individen värderar att få något tidigare istället för senare. Ser vi på projekt med längre tidshorisont blir frågan mer komplicerad. Det handlar då mer om hur vi värderar effekter som påverkar olika generationer.

Valet av diskonteringsränta är en av de mest debatterade och komplicerade frågorna när det gäller CBA med lång tidshorisont och det är något vi kommer att återkomma till senare i rapporten.

## 7. Räkna med ändrade relativpriser

Att priser ändras är vi alla bekanta med. Vem har till exempel inte hört en äldre släkting berätta om ”när jag var liten kostade en ... bara ... kronor minsann”? Ökningen av priser i hela ekonomin tar vi hänsyn till genom att vi använder oss av s.k. fasta eller reala priser. Det vill säga, vi räknar om alla effekter till en och samma prisnivå. Det är som väljs för prisnivån kallas för basåret. När vi pratar om ändrade relativpriser menar vi emellertid något annat. Ändrade relativpriser uppstår när priset på en vara, eller en grupp av varor, förändras relativt andra

varor i ekonomin. Detta blir aktuellt när vi tittar på klimatanpassningsprojekt där vi kan förvänta oss att vissa varor kommer att bli mer knappa i framtiden och kan därmed förväntas stiga i pris i relation till övriga varor. Det kan därför vara missvisande att oflekterat använda gällande marknadspriserna i nytto- och kostnadsvärderingar.

## 8. Räkna med risk och osäkerhet

Ordet risk relaterar till sannolikheten för en händelse och dess konsekvenser. I beslutsteori innebär ett beslut under risk att utfallet av beslutet (till exempel kostnader och nyttor) inte är känt, men att utredaren anser sig kunna tilldela olika utfall en viss sannolikhet. Med hjälp av dessa sannolikheter kan vi sedan räkna fram väntevärden av de förväntade nyttorna och kostnaderna. Säg, till exempel, att det är 30 procents sannolikhet att kostnaden för ett projekt blir 30 000 kronor och 70 procents sannolikhet att kostnaden blir 10 000 kronor. Väntevärdet av kostnaden blir då:  $0,3 \times 30\,000 + 0,7 \times 10\,000 = 16\,000$  kronor.

Ett beslut under osäkerhet innebär, å andra sidan, att varken utfallet eller sannolikhetsfördelningar för utfallen är kända. En kort presentation av vanliga metoder för att ta hänsyn till risk i CBA ges i kapitel 3.1.4.

## 9. Vem vinner och vem förlorar?

Ofta är det olika individer som bär olika konsekvenser av ett beslut. Även om det inte är klart hur man ska ta hänsyn till detta bör man i en CBA kunna visa vem som vinner och vem som förlorar på ett projekt. Vinnarna och förlorarna kan bestå av olika inkomstgrupper, geografiska grupper eller grupper med olika etnisk bakgrund. I litteraturen diskuteras även att klimatförändringarna kommer att påverka män och kvinnor olika (se till exempel Masika, 2002; Hansson, 2007).

## 10. Sammanfattning och vägledning till beslutsfattare

När nyttor och kostnader är identifierade, uttryckta i pengar och omräknade till nuvärde är det dags att jämföra storleken på dem. För att ett projekt ska räknas som samhällsekonomiskt lönsamt krävs att nuvärdet av nyttan är större än nuvärdet av kostnaden. Jämför vi projekt av olika storlek bör man istället titta på nyttokostnadskvoten. Det projekt som ger högst nyttokostnadskvot är det som ger oss mest nytta per investerad krona (eller någon annan kostnadsenhet) och är generellt det projekt som bör genomföras.<sup>13</sup> För den som är mer intresserad av kostnadsnyttoanalysen i allmänhet rekommenderas Boardman m fl (2001) och Mattsson (2006).

---

<sup>13</sup> Beroende på situationen kan olika beslutskriterier anses vara de "bästa".



### 3.1.2 Monetär värdering av nyttor och kostnader

Monetär värdering är ett mindre problem i de fall det finns marknadspriser på de nyttor och kostnader som uppstår. När det gäller miljö och hälsa är det dessvärre så att de flesta nyttor och kostnader inte har marknadspriser. Det finns till exempel inga marknader för ren luft eller färre dagar med astma. I de fall beslutsunderlaget inte tar hänsyn till de positiva och negativa effekter som beslutet medför på miljö och hälsa, försvinner dessa effekter helt från beslutsunderlaget. Men hur ska man då värdera varor och tjänster som inte köps eller säljs på någon marknad?

Det ekonomer gör är att de utgår från individernas *preferenser*, som i det här fallet mäts genom individernas betalningsvilja eller kompensationskrav. Det finns två olika huvudmetoder för att få fram individers betalningsvilja eller kompensationskrav, indirekta och direkta metoder. I det följande tar vi upp dessa metoder. Vi diskuterar också problem med att ekonomiskt värdera liv och hälsa, samt hur tidigare genomförda värderingar kan tillämpas i nya situationer och sammanhang.

För läsare intresserade av värderingsfrågor hänvisar vi till Arbetsgruppen för Samhällsekonomska Kalkylvärdens (ASEKs) arbete (SIKA, 2008). I rapporten ges värderingar av ett antal specifika nyttor som kan vara tillämpliga i samhällsekonomska analyser. Även om ASEKs arbete främst är inriktat mot transportsektorn anser vi att rapporten är relevant även för utredare och beslutsfattare inom andra områden.

#### **Indirekta metoder (Revealed Preferences, RP)**

I en RP-studie utgår man från individernas beteende på någon verklig marknad. Man kan till exempel använda individers resekostnader för att få fram minimivärderingen av en specifik naturresurs, säg en nationalpark. Man kan också använda sig av ”kompenserande löneskillnader” för att se hur mycket mer i lön en individ kräver för att ta ett jobb med större risk. På så sätt avslöjar individen indirekt sin riskvärdering.

Man kan också använda sig av den hedoniska prismetoden. Med hjälp av den hedoniska prismetoden kan man värdera till exempel bullret som uppstår till följd av att bo nära en stor väg. Man antar då att huspriset är en funktion av flera variabler, till exempel bo- och tomtarea, ålder, avstånd till centrum och bullernivån. Med hjälp av försäljningspriser och fastighetskaraktäristika kan man sedan skatta de olika variabelernas påverkan på försäljningspriset och få fram värderingen den negativa värderingen av buller. Vi kommer i denna rapport inte att gå närmare igenom de olika RP metoder som finns, utan hänvisar den

intresserade läsaren till speciallitteraturen på området (se till exempel Sjöström (2007) för vidare referenser).<sup>14</sup>

### **Direkta metoder (Stated Preferences, SP)**

I en SP-studie skapar man hypotetiska marknader för exakt den vara man är intresserad av. SP baseras därför i hög utsträckning på enkäter och intervjuer. Även bland SP metoderna finns ett antal olika metoder. Mest känd är nog ”contingent valuation” (CV) metoden. CV-metoden har till exempel använts för att monetärt värdera miljöskadorna som uppstod när fartyget Exxon Valdez släppte ut olja utanför Alaska vid slutet av 1980-talet (Carson m fl, 2003). I en CV-undersökning frågar man oftast individen direkt hur mycket hon är villig att betala för att undvika skador eller för att erhålla en specificerad miljövara, alternativt vad hon är villig att acceptera som kompensation för att skadorna uppstår eller för att varan uteblir. Det är dock viktigt att tänka på att det endast är en hypotetisk situation individen ställs inför. Av olika anledningar kan den uppgivna betalningsviljan skilja sig från vad individen är villig att betala i verkligheten. För att kontrollera för denna potentiella skevhet används olika metoder och forskning bedrivs för att öka tillförlitligheten i resultaten från CV-undersökningar.

En annan metod som kan används för att skatta individens betalningsvilja är ”choice experiments” (CE). I en typisk CE-studie får individen välja mellan två eller flera (miljö)varor som karaktäriseras av olika attribut. Om individens val står mellan ett besök i ett naturreservat med badstrand till en kostnad av  $x$  kronor och ett besök i ett naturreservat med vandringsleder till en kostnad av  $y$  kronor kan man, genom individens val, uppskatta värderingen av bad respektive vandringsleder i kronor. CE-metoden är bra när man vill uppskatta värdet av ett enskilda attribut, till exempel en badstrand, medan CV-metoden lämpar sig bättre om man vill uppskatta värdet av hela naturreservatet (Mattsson 2006).

Vi vill påpeka att, eftersom individens betalningsvilja begränsas av hans/hennes inkomst, innebär det att en individ som är rik ofta har en högre betalningsvilja för till exempel en riskminskning än en individ som är mindre bemedlad. Det i sin tur, implicerar att rika individer får ett högre ”livsvärde” än mindre bemedlade.<sup>15</sup> Livsvärden, eller värden på statistiska liv, utgör viktiga kalkylvärden i till exempel Vägverkets kalkyler för väginvesteringar. Till exempel kan det handla om beslutet att sätta upp mitträcken på olycksdrabbade vägsträckor eller prioritera mellan ombyggnader av olika vägar där de olika åtgärderna kan förväntas att minska antalet personer som omkommer i trafiken. Att använda

<sup>14</sup> Sjöström (2007) innehåller även exempel på värderingar som genomförts.

<sup>15</sup> Vidare förklaring av begreppet livsvärde följer i nästa avsnitt ”Att värdera hälsa och liv”.

CV-metoden för monetär värdering av effekter innebär att kalkylvärdena som används för beslutsunderlaget kommer att baseras på den inkomstfördelning som råder, oavsett om den anses rättvis eller inte.<sup>16</sup>

### Att värdera hälsa och liv

Många av de effekter som klimatförändringen leder till kommer att påverka människors hälsa och liv. En temperaturhöjning kan till exempel leda till fler värmerelaterade dödsfall. Men en temperaturhöjning kan även ge vissa positiva effekter i form av mindre köldrelaterade dödsfall under vintermånaderna (Rocklöv m fl, 2008).

Effekter på liv och hälsa påverkar ofta resultatet i en CBA. En metaundersökning av Europeiska luftföreningsstudier visade att hälsoeffekter stod för mellan en tredjedel och hela nyttan från kontroll av luftföroreningar (Pearce m fl, 2006). För att få ett rättvisande beslutsunderlag är det därför mycket viktigt att värderingen av hälsoeffekter finns med i beslutsunderlagen.

Då värderingar av hälsa och liv ofta är förknippade med både etiska och metodologiska problem kommer vi inom ramen för Climatools att ägna detta område en egen rapport. I föreliggande rapport kommer vi därför endast att ge en översiktlig beskrivning av de metoder som finns för värdering och en del av de problem som är förenade med dessa metoder.

När ekonomer talar om att sätta värde på statistiska liv (VSL) uppstår ofta starka reaktioner. Det är dock viktigt att poängtera att det är just *statistiskt liv* vi värderar. Det som värderas är inte livet i sig eller individen i sig, utan de nu levande medborgarnas (skattebetalarnas) betalningsvilja för att i något avseende öka säkerheten. Detta innebär bara att medborgarna uppger sin betalningsvilja för att minska risken så pass mycket att det *statistiskt* sett kommer att dö en person mindre. Vi säger således inte hur mycket det är värt att rädda en *specifik* person.

Naturligtvis innebär inte värdet av ett statistiskt liv att man kan vända på resonemanget och säga att om jag betalar  $x$  kr (det vill säga värdet på ett statistiskt liv) får jag döda en – om än statistisk – person. För det första är mord inte tillåtet i Sverige. För det andra gäller det värde som skattats oftast enbart en specifik och marginell riskreduktion från en i förväg specificerad risknivå.

En vanlig invändning är att ett liv är värt oändligt mycket. Att anta ett oändligt livsvärde vid projektvärderingar skulle ge absurda resultat. Om ett liv värderas oändligt innebär det att *alla* projekt som minskar risken för död är lönsamma.

<sup>16</sup> Genom att ta hänsyn till inkomstnivån hos dem som påverkas av en åtgärd kan man i en så kallad "viktad" CBA ge t ex lägre vikt till nyttor som drabbar välbärgade och högre vikt till nyttor som drabbar mindre välbärgade. För viktad CBA, se artiklarna i Bångman (2006).

Det innebär, i sin tur, att det blir svårt att prioritera bland projekt och åtgärder och att inga resurser överhuvudtaget ska satsas på samhällsfunktioner som inte minskar risker.

Individens eget handlande visar att prioriteringar inte görs i överensstämmelse med ett oändligt livsvärde. Individer vidtar till exempel inte alltid alla åtgärder som minskar deras egen dödsrisk; cykelhjälm, flytvästar och säkerhetsbälten används inte i den utsträckning som är förenat med ett oändligt livsvärde. Ett beslut att snedda över gatan eller inte bära cykelhjälm påverkar risken med högst en miljondel, troligen mindre. Sådana individuella prioriteringar är i det närmaste oundvikliga och de görs dagligen när det gäller val som innebär små riskförändringar. Att väga in sådana riskförändringar i en samhällsekonomisk lönsamhetsbedömning tillsammans med andra effekter av en åtgärd utgör därför inte så stor etisk utmaning. Däremot, när vi ställs inför stora riskförändringar, som till exempel val mellan olika sätt att behandla prostatacancer, kan det vara svårare att acceptera att beslut fattas med schablonartade ekonomiska beslutsregler. Det kan därför finnas etiska skäl till att avstå från ekonomiska kalkyler i de fall risktalen är relativt höga (procent eller tiotals procent).

När man ska uppskatta ett värde på ett statistiskt liv kan man antingen utgå ifrån vad individer är villiga att betala för en riskminskning (*willingness to pay*), WTP, eller vilken kompensation individen kräver för att stå ut med en riskökning (*willingness to accept*), WTA. WTP skattas ofta genom att individen får uppge vad den är villig att betala för en viss riskreduktion (SP) eller genom analyser av verkligt beteendet (RP). Man kan till exempel undersöka hur mycket mer individen är villig att betala för en säkrare bil (WTP) eller, som tidigare nämnts, genom att undersöka hur mycket mer en individ kräver i lön för att acceptera ett farligare jobb (WTA).<sup>17</sup>

I ett mycket förenklat exempel kan vi visa hur betalningsviljan kan användas för att räkna ut värdet på ett statistiskt liv. Anta att kommunledningen i en stad med 100 000 invånare funderar över att vidta en säkerhetshöjande åtgärd vid en vägkorsning. Statistiskt sett omkommer varje år en person till följd av någon olycka i korsningen. Om varje invånare i kommunen är villiga att betala 100 kronor per år för att eliminera denna dödsrisk ger detta ett värde på ett statistiskt liv på 10 miljoner kronor.<sup>18</sup>

<sup>17</sup> Hultkrantz och Svensson (2008) påpekar dock att studiet av kompensationer på löne marknaden sällan använts i Sverige. Anledningen sägs vara att den kollektiva lönebildningen gör det svårt att urskilja hur stor del av lönen som utgörs av riskkompensation.

<sup>18</sup> Ett antagande här är att individer som bor utanför kommunen inte är villiga att betala någonting för åtgärden.

En fråga vi måste ställa oss är om alla liv ska värderas lika? Givetvis, svarar säkert de flesta. Men låt oss ge ett exempel. Säg att vi jämför två projekt. Det ena handlar om att värmeskydda äldreboende i en kommun, vilket beräknas kunna rädda ett liv i genom en minskning av värmerelaterade dödsfall. Individerna på äldreboendet är i genomsnitt 80 år och har en förväntad återstående livstid på två år. Det andra projektet handlar om att bygga översvämningsskydd till förskolor som ligger nära vattendrag. Även detta projekt beräknas kunna rädda ett liv. Medelåldern på förskolebarnen är fem år och de har en förväntad återstående livstid på 70 år. Vilket projekt ska kommunen satsa på?

Om vi bortser från möjligheten att det finns resurser att genomföra båda projekten, samt från politikerns och beslutsfattarens övriga mål, (som till exempel att bli omvalda) utgör ett beslut i den här frågeställningen ett ställningstagande av vem som värderas högst.

Ett sådant ställningstagande kan vara obehagligt att göra, men är viktigt i de fall olyckor och miljöförstöring påverkar olika åldersgrupper på olika sätt. Regeringens mål om hälsa på lika villkor (SOU 2000:91) innebär att äldre människor inte får diskrimineras på grund av sin ålder. I vilken utsträckning (statistisk) diskriminering förekommer, till exempel genom att vård till yngre prioriteras framför vård till äldre, är en intressant frågeställning som ligger utanför ramen för denna rapport. Det finns emellertid all anledning att återkomma till frågan i Climatools fortsatta arbete.

För att ta hänsyn till att olika grupper har olika förväntad återstående livstid, räknar man ibland med projektets totala antal räddade levnadsår (VOLY<sup>19</sup>) istället för antalet räddade liv. I exemplet ovan med äldreboendet och förskolan resulterar de olika projekten i 2, respektive 70, räddade levnadsår.

---

<sup>19</sup> VOLY är en förkortning av "value of life years lost". Det kan översättas med värdet av ett statistiskt levnadsår.



*Hur kan man värdera effekter som drabbar olika åldersgrupper?*

Frågan är då vilket värde på statistiskt liv som bör användas. Hultkrantz och Svensson (2008) går igenom flera olika studier och kommer fram till en rekommendation på 21 miljoner kronor (2006 års prisnivå) för offentliga åtgärder.<sup>20</sup> De poängterar dock att detta värde är osäkert och att mycket forskning pågår inom det här området.

När vi räknar på statistiska livsvärden eller värden av sparade levnadsår tar vi inte hänsyn till den ”kvalitet” det räddade livet eller levnadsåret har. Ett sparat liv eller ett sparat levnadsår värderas således lika högt oavsett om utfallet av riskminskningen är ett fullt friskt liv (levnadsår) eller ett liv (levnadsår) som allvarligt skadad.

För att ta hänsyn till statistiska skillnader i kvaliteten på de liv (levnadsår) som sparas kan man använda värdering av ”kvalitetsjusterade” levnadsår (QALY) eller av ”funktionsjusterade” levnadsår (DALY).<sup>21</sup> Medan QALY fokuserar på livskvalitet, fokuserar DALY på funktionsstatus, hur nedsatt individens funktionsförmåga är jämfört med fullständig funktionsförmåga (Statens Folkhälsoinstitut, 2007). Det finns emellertid ingen självklar metod för hur justering av olika hälsotillstånd ska gå till. Det kan naturligtvis vara etiskt svårt att motivera varför livet för en handikappad individ ska värderas lägre än livet för en fullt frisk. Här är det emellertid återigen viktigt att komma ihåg att det är *statistiska* individer vi talar om.

En kvalitetsjustering av ett sparat liv eller levnadsår kan tolkas som ett mått på den riskminskande åtgärdens måluppfyllelse. Målet för en riskminskande åtgärd bör naturligtvis vara att färre förolyckas eller skadas. Det kan därför vara samhällsekonomiskt motiverat att nyttan av en åtgärd värderas lägre om den resulterar i ett sämre utfall för en statistisk individ.

För de flesta av oss som betraktar oss själva som ”fullt friska” är det inte svårt att föreställa sig att ett liv som handikappad skulle innebära begränsningar i tillvaron och därmed en lägre nytta. Vad som däremot *inte* följer av resonemanget – och som är viktigt att notera – är att det verkligen förhåller sig på det viset! En annan orsak till att kvalitetsjustera värdet av ett statistiskt liv eller levnadsår är att individens WTP enligt ekonomisk teori bör bero på utfallet av riskminskningen. För en genomgång av QALY och DALY hänvisas den intresserade läsaren till Statens Folkhälsoinstitut (2003; 2007).

<sup>20</sup> Det har visat sig att betalningsviljan ofta skiljer sig åt beroende på om vi studerar riskminskningen som en kollektiv eller privat vara. Se exempelvis Svensson och Vredin Johansson (2007).

<sup>21</sup> QALY står för ”Quality Adjusted Life-Years” och DALY står för ”Disability Adjusted Life-Years”.

Ytterligare en fråga som är aktuell när det gäller värdering av liv och hälsa är om dessa effekter ska diskonteras eller inte. Der finns både för- och nackdelar med att diskontera och, eftersom forskarna är oeniga, finns heller ingen uttalad rekommendation om hur man bör göra (Burström, 1999; Statens Folkhälsoinstitut, 2003). Rimligtvis är det bästa att räkna både med och utan diskontering. Oftast rekommenderas samma diskonteringsränta för hälsoeffekter som för kostnader. Smith och Gravelle (2001) har i en översikt emellertid funnit ett exempel där en lägre diskonteringsränta explicit rekommenderas för hälsoeffekter; Department of Health i England rekommenderar år 1996 att kostnader ska diskonteras med 6 procent och hälsoeffekter med 1,5 – 2 procent.

### **Att låna kalkylvärden**

Ovan har vi beskrivit några olika metoder för att ekonomiskt värdera icke-marknadsprissatta varor och tjänster. Att samla in primärdata kan emellertid både ta lång tid och vara kostsamt. Oftast krävs enkät- eller intervjuundersökningar baserade på ett slumpmässigt urval av individer. Antalet undersökta individer får inte heller vara för litet, ett par tusen är inte ovanligt, varför den här typen av undersökningar oundvikligen blir dyra. Det kan därför vara lockande att ”låna” värden från en tidigare värdering. Många gånger kan detta vara en accepterad strategi, men man bör tänka på att människors betalningsvilja kan skilja sig åt till exempel mellan olika riskminskningsåtgärder. Individer kan exempelvis vara villiga att betala mer för att minska risken för att dö i cancer än för att minska risken för att dö i en bilolycka. Därför kan det vara mindre lyckat att låna ett livsvärde skattat från en riskminskning i trafiken till en riskminskning i cancervården. Motsvarande resonemang kan även gälla andra varor och tjänster.

Det finns åtminstone tre olika sätt att låna värderingar från tidigare studier: ojusterad betalningsvilja, (inkomst)justerad betalningsvilja och överföring av betalningsviljefunktionen (Pearce m fl, 2006).<sup>22</sup>

I den enklaste metoden, den ojusterade betalningsviljemetoden, ”lånar” man helt enkelt en betalningsvilja,  $WTP_v$ , från ett värderingssammanhang (indexeras  $v$ ) och använder den i ett policysammanhang (indexeras  $p$ ),  $WTP_p$ . Med andra ord blir  $WTP_p = WTP_v$ . Det är vanligt är att man tar medelvärdet av betalningsviljan i värderingssammanhanget och multiplicerar det med storleken på populationen i policysammanhanget för att få den aggregerade värderingen.

<sup>22</sup> För en grundlig genomgång av lånade kalkylvärden, så kallad benefit transfers, se Bateman m fl (2000).



I den inkomstjusterade betalningsviljemetoden tar man hänsyn till att inkomstnivåerna skiljer sig åt mellan värderingssammanhanget och policysammanhanget.

Ett sätt att justera betalningsviljan med avseende på skillnader i inkomstnivåer är:

$$WTP_p = WTP_v (Y_p / Y_v)^E,$$

där  $Y$  är inkomst per capita och  $E$  är betalningsviljans inkomstelasticitet (betalningsviljans inkomstelasticitet visar hur betalningsviljan förändras när inkomsten förändras).<sup>23</sup> Om det finns andra saker som skiljer sig åt mellan värderings- och policysammanhangen som man tror kan påverka betalningsviljan, kan man justera betalningsviljan även för dessa variabler. Man kan till exempel tänka sig att åldersstrukturen skiljer sig mellan värderings- och policysammanhangen och man kan då justera för ålder.<sup>24</sup>

I den tredje metoden som används för att låna kalkylvärden överför man inte bara ett ojusterat eller justerat värde på betalningsviljan från värderingssammanhanget till policysammanhanget, utan hela betalningsviljefunktionen. Om vi i värderingssammanhanget antar att individ  $i$ 's betalningsvilja är en linjär funktion av individens ålder ( $x_{v,i}$ ) och inkomst ( $y_{v,i}$ ):

$$WTP_{v,i} = \alpha_v + \beta_v x_{v,i} + \lambda_v y_{v,i}$$

kan vi, i policysammanhanget, använda de skattade parametrarna  $\alpha_v$ ,  $\beta_v$  och  $\lambda_v$  tillsammans med policysammanhangets värden på  $x_{p,j}$  och  $y_{p,j}$  ( $i \neq j$ ) för att beräkna betalningsviljan för individ  $j$  ( $WTP_{p,j}$ ). Det vill säga,

$$WTP_{p,j} = \alpha_v + \beta_v x_{p,j} + \lambda_v y_{p,j}.$$

Rimligtvis ger mer avancerade metoder mer situationsanpassade värden. De mer avancerade metoderna kräver emellertid en större arbetsinsats, vilket förstås måste vägas mot deras nytta.

Oberoende av metod, får vi inte glömma att kvaliteten på ett lånat värde aldrig kan bli bättre än kvaliteten på värdet i värderingssammanhanget. Fel som begåtts eller uppstått i värderingssammanhanget förs automatiskt vidare till policy-sammanhanget.

<sup>23</sup>  $E = \partial WTP / \partial Y \times Y / WTP$ , där  $WTP$  är en funktion av  $Y$ . Sambandet mellan  $WTP$  och  $Y$  kan definieras t ex linjärt eller exponentiellt.

<sup>24</sup> Istället för  $Y_p$  och  $Y_v$  får vi då använda ett mått på åldersfördelningen och som  $E$  behöver vi ett mått på hur betalningsviljan ändras med åldern (betalningsviljans ålderselasticitet).

För att underlätta överföringar av värden mellan olika värderings- och policy-sammanhang har sammanställningar av tillgängliga värderingar gjorts i olika databaser. Två exempel är EVRI i Canada ([www.evri.ec.gc.ca/evri/](http://www.evri.ec.gc.ca/evri/)) och Value Base<sup>SWE</sup> i Sverige ([www.beijer.kva.se/valuebase.htm](http://www.beijer.kva.se/valuebase.htm)).

### 3.1.3 Diskontering

Tänk dig att du får välja mellan att få 100 kronor idag eller om en vecka. För de allra flesta av oss är nog valet enkelt – vi föredrar i allmänhet att få en nytta direkt istället för senare. Om valet i stället hade stått mellan 100 kronor idag och 110 kronor om en vecka, hade kanske valet blivit lite svårare. Vilket alternativ du väljer bestäms nämligen av hur mycket mer du värderar att få en nytta direkt istället för någon gång längre fram i tiden. När kostnader och nyttor infaller vid olika tidpunkter försvåras den ekonomiska analysen avsevärt.

Det innebär att, även om samtliga effekter av klimatförändringarna skulle kunna förutsägas med *fullständig säkerhet*, skulle prioritering mellan olika projekt vara problematiskt på grund av att effekterna uppstår över lång tid och i vissa fall till och med drabbar olika generationer. Denna aspekt blir än mer komplicerad om vi även tar hänsyn till risk och osäkerhet. Risk och osäkerhet har ju nämligen oftast en tidsdimension – vi vet mycket mer om den närmaste framtiden än om den mer avlägsna. Låt oss därför börja i fallet med fullständig säkerhet.

I ekonomiska kalkyler är det naturligtvis inte ovanligt att kostnader och nyttor uppstår vid olika tidpunkter och det är oftast fullt möjligt att hantera. Med hjälp av diskonteringsräntan räknas kostnader och nyttor räknas om till ”nuvärden”, det vill säga till dagsvärden.

När man diskonterar på kort sikt brukar man motivera det med alternativkostnaden för pengar. För att illustrera: anta att du står inför valet mellan att göra riskfylld investering med osäker avkastning och en riskfri investering med en avkastning på 3 procent. Alternativkostnaden<sup>25</sup> för att investera i det riskfyllda projektet blir således 3 procent av det satsade beloppet. I en kalkyl över den riskfyllda investeringens lönsamhet diskonterar vi de framtida kostnaderna och nyttorna med 3 procent och tar, på så sätt, hänsyn till alternativkostnaden för investeringen. Om investeringskalkylen trots diskontering (och rimliga antaganden om riskutfall) visar ett positivt nettoutfall är den riskfyllda investeringen mer lönsam än det riskfria alternativet.

<sup>25</sup> Med alternativkostnad menas värdet av vad vi förlorar på grund av att resurserna inte används i sin bästa alternativa användning (Mattsson, 2006). Se även avsnitt 3.1.1 om att värdera effekterna i samma enhet.

När vi tidigare diskuterade priser sa vi att priserna ofta ökar över tid. För att kontrollera för allmänna prisökningar över tiden använder ekonomer ofta så kallade ”fasta” eller ”reala” priser där man konstanthåller för den prisnivå som gäller ett visst basår. Ett liknande samband gäller när vi diskuterar räntor. Den ränta du får om du sätter in dina pengar på banken kompenserar för den allmänna prisökning som sker i ekonomin och är en så kallad nominell ränta. Det innebär att räntan dels ger en realavkastning på dina pengar och dels kompenserar för eventuell inflation (när inflationen är låg brukar därför den nominella räntan vara låg och vice versa). Om den nominella räntan är 3 procent, men inflationen samtidigt är 2 procent, blir den reala avkastningen, det vill säga den reala räntan, bara 1 procent.<sup>26</sup> Om vi i CBA-kalkylen använder oss av reala, eller fasta, priser har vi redan räknat bort inflationen och den relevanta räntan är då den reala räntan. I den fortsatta diskussionen om räntan avser vi, undantagslöst, den reala räntan.

Eftersom bankinlåning oftast utgör ett riskfritt alternativ till riskfyllda investeringar, utgör bankernas inlåningsränta minus inflationen i praktiken den reala riskfria räntan. Denna ränta definierar ofta det minimala avkastningskravet på en investering.

Ju längre fram i tiden en effekt infaller desto större påverkan på resultatet får valet av diskonteringsränta. Låt oss illustrera med ett exempel där nuvärdet ( $PV$ ) av en kostnad eller nytta ( $Y$ ) som infaller vid tidpunkten  $t$  till diskonteringsräntan  $r$  ges av

$$PV = \frac{Y}{(1+r)^t}.$$

Några enkla räkneexempel visar diskonteringsräntans effekt på nuvärdet:

om  $Y = 1\,000\,000$ ,  $t = 50$  och  $r = 10$  procent ger ett nuvärde ( $PV$ ) på 8 519 kronor.

om  $Y = 1\,000\,000$ ,  $t = 50$  och  $r = 1$  procent ger ett nuvärde ( $PV$ ) på 608 039 kronor.

om  $Y = 1\,000\,000$ ,  $t = 50$  och  $r = 0$  procent ger ett nuvärde ( $PV$ ) på 1 000 000 kronor.

---

<sup>26</sup> Om den nominella räntan är  $i$  och inflationen  $m$ , ges den reala räntan av  $r_{real} = (i - m)/(1 + m)$ . Om inflationen är relativt låg kan den reala räntan approximeras med  $r_{real} \approx i - m$ .

På motsvarande sätt kan vi visa effekten av tiden på nuvärdet:

om  $Y = 1\,000\,000$ ,  $t = 5$  och  $r = 3$  procent ger ett nuvärde ( $PV$ ) på 862 609 kronor.

om  $Y = 1\,000\,000$ ,  $t = 50$  och  $r = 3$  procent ger ett nuvärde ( $PV$ ) på 228 107 kronor.

om  $Y = 1\,000\,000$ ,  $t = 500$  och  $r = 3$  procent ger ett nuvärde ( $PV$ ) på 0 kronor.

Ju högre diskonteringsränta, desto lägre värderas framtida nyttor och kostnader. Ett projekt som belastar framtiden med mycket stora kostnader medan nyttan ligger närmare i tiden kan därför framstå som ett mycket bra alternativ, givet en diskonteringsränta större än noll, eftersom nuvärdet av kostnaderna värderas ned medan nuvärdet av nyttan är högt. För klimatanpassningsprojekt blir förhållandet ofta det omvända – de kännetecknas vanligen av en kostnad direkt och nyttor i form av minskade konsekvenser längre fram i tiden. Använder vi en (alltför) hög diskonteringsränta kommer därför få klimatanpassningsprojekt bedömas lönsamma.

Teoretiskt ges diskonteringsräntan ( $r$ ) av uttrycket:

$$r(t) = \delta + \mu g(t),^{27}$$

där  $\delta$  visar hur vi värderar nyttor idag jämfört med i framtiden (tidspreferens),  $\mu$  är ett mått på hur mycket mindre vi uppskattar en viss konsumtionsökning ju rikare vi blir (inkomsteffekt) och  $g(t)$  är tillväxttakten per capita vid tidpunkten  $t$  (Hepburn, 2006).<sup>28</sup> Intuitionen bakom termen  $\mu g(t)$  är att vi, baserat på den historiska utvecklingen, har all anledning att förvänta oss att vi i framtiden kommer att vara rikare än vi är idag och att en krona därför kommer att värderas lägre i framtiden än idag. Ekvation (2) visar att, även om nytta idag och i framtiden ges samma vikt,  $\delta = 0$ , är diskonteringsräntan ändå positiv givet att vi förväntar oss en positiv tillväxt. Ekvation (2) innebär också att diskonteringsräntan inte behöver vara konstant över tiden även om  $\delta$  och  $\mu$  är konstanta, eftersom diskonteringsräntan även är en funktion av den förväntade framtida tillväxttakten  $g(t)$ . Vilken framtidstro vi har kommer därför att påverka valet av diskonteringsränta.

<sup>27</sup> Kallas Ramseyekvationen efter matematikern Frank Ramsey.

<sup>28</sup> Tillväxttakten per capita kan exempelvis uttryckas som tillväxttakten i bruttonationalprodukten

(BNP) per capita, som  $\left( \frac{BNP_t - BNP_{t-1}}{BNP_{t-1}} \right)$  / Individer i populationen.

För att ge en introduktion till de problem som är förknippade med bestämningen av diskonteringsräntan kommer vi, i det följande, att diskutera varje ränteparameter separat. Vi diskuterar även tillämpningen av en avtagande diskonteringsränta, hur förändrade relativpriser kan påverka framtida nyttor och kostnader samt risk och osäkerhet.

### Tidspreferens, $\delta$

Den första komponenten i ränteeckvationen är tidspreferensen  $\delta$ . Åsikterna om vilket värde denna bör anta går isär, särskilt när vi analyserar projekt som sträcker sig över olika generationer eftersom det då blir frågan om hur en generations konsumtion ska värderas i förhållande till en annan generations. Tidspreferensen  $\delta$  kan delas upp i två komponenter. Den första är den "rena" tidspreferensen,  $\rho$ , det värde med vilket framtida nyttor och kostnader nedvärderas enbart för att de infaller i framtiden. Den andra är förändringen i chansen för liv ( $L$ ) över tiden,  $\partial L / \partial t$ . Sambandet kan skrivas som

$$\delta = \rho - \frac{\partial L}{\partial t}. \quad (3)$$

Vi ser här att tidspreferensen ( $\delta$ ) ökar om chansen för liv minskar (om  $\partial L / \partial t < 0$ ) (Pearce och Ulph, 1995).

När vi, i klimatsammanhang, tittar på projekt med effekter långt fram i tiden menar många att ett värde på  $\rho$  större än noll är oetiskt på grund av att ingen generation kan värderas högre än en annan. En av dem som fått mest uppmärksamhet i debatten är sir Nicholas Stern, författare till den så kallade Stern-rapporten (Stern, 2006).<sup>29</sup>

I sin rapport från 2006 argumenterar han för ett värde på  $\rho$  lika med noll. Han poängterar att rätten till skydd från skada orsakad av andra är en grundbult i många lagsystem och filosofiska synsätt. Applicerar vi det på klimatförändringarna innebär det att dagens, och gårdagens, generationer har ett moraliskt ansvar för de klimatförändringar som kommer att uppstå. Stern menar att den enda etiska motiveringen till att ge lägre vikt till framtida generationer är osäkerheten angående om dessa överhuvudtaget kommer att existera (Stern, 2006). Översatt till ekvation (3) innebär Sterns resonemang att  $\rho = 0$  och att  $\delta$  endast beror på  $\partial L / \partial t$ . Stern har dock kritiserats för att detta endast gäller på längre sikt, när det handlar om att väga olika generationers nytta mot varandra. På kortare sikt är det ett faktum att nu levande har en tidspreferens, vilket kan

<sup>29</sup> För en sammanfattning av Stern-rapporten på svenska, se Naturvårdsverket (2007).

vara ett argument för att använda en avtagande, istället för en konstant, diskonteringsränta.

### **Elasticiteten av marginalnyttan av konsumtion, $\mu$**

Parametern  $\mu$  visar vilken nytta ökad konsumtion ger när inkomsten ökar. Ju högre värde på  $\mu$ , desto mindre nytta antas vi få av ytterligare en krona ju rikare vi blir. Ett värde på noll gör att en krona alltid ger lika stor nyttoökning oavsett av hur rik mottagaren är. Eftersom vi på grund av en positiv tillväxt i ekonomin ofta antar att framtida individer kommer att vara rikare än oss, innebär ett högt värde på  $\mu$  att kostnaden för klimatförändringar kommer värderas lägre eftersom de infaller längre fram i tiden (Stern och Persson, 2007). Det innebär, i ekvation (2), att, diskonteringsräntan, vid en given positiv tillväxttakt, blir högre ju större  $\mu$  är.

De försök att skatta  $\mu$  empiriskt som genomförts har präglats av stor osäkerhet och det finns därför ingen konsensus om storleken på  $\mu$ . Stern (2006) ansätter ett värde på  $\mu = 1$  procent. Det innebär att till exempel en 20-procentig ökning av inkomsten ger en lika stor nyttoökning för en fattig vars inkomst ökar från 10 till 12 kronor om dagen, som för en rik vars inkomst ökar från 1 000 till 1 200 kronor om dagen.

### **Den ekonomiska tillväxten, $g(t)$ , och avtagande diskonteringsränta**

Baserat på ekvation (1) ser vi att om tillväxten i ekonomin varierar över tiden kommer även diskonteringsräntan, allt annat lika, att variera. Osäkerhet om hur framtiden kommer att se ut är ett av de vanligaste argumenten bakom användandet av en *avtagande* diskonteringsränta.

Försök själv att föreställa dig hur världen kommer att se ut om 100 år. Att vi i dagen samhälle skulle ha datorer och internet var nog svårt att föreställa sig för 100 år sedan! Likväl kan det tänkas komma uppfinningar som gör att vi om 100 år har ett samhälle med teknologier som ligger utanför vad vi idag kan föreställa oss. Vilka konsekvenser och vilken ekonomisk utveckling de kommer leda till är därför mycket svårt att uppskatta.

Men likväl som den teknologiska utvecklingen kan leda till en hög tillväxt och goda möjligheter att möta de kostnader som miljöförstöringen medför kan vi tänka oss ett samhälle med stor miljöförstörelse och avtagande, eller till och med, negativ tillväxttakt. Weitzman (1998) argumenterar för att osäkerhet om framtidens utveckling motiverar användandet av en avtagande diskonteringsränta

för projekt som sträcker sig långt fram i tiden.<sup>30</sup> Om vi tänker oss olika utfall för den framtida tillväxten kan vi härleda olika värden på diskonteringsräntan. Tycker vi oss kunna ansätta sannolikheter för de olika tillväxttakterna kan vi även räkna fram ett förväntat värde på diskonteringsräntan.<sup>31</sup>

I HM Treasury (2003) hänvisas till Weitzman när man rekommenderar en avtagande diskonteringsränta och menar att den största anledningen till att räntan ska vara avtagande är osäkerhet inför framtiden. HM Treasurys rekommenderade ränta visas i tabell 1.

Tabell 1: Diskonteringsränta rekommenderad i HM Treasury (2003)

Tidsperiod (år)	0-30	31-75	76-125	126-200	201-300	301+
Diskonteringsränta (procent)	3,5	3,0	2,5	2,0	1,5	1,0

Avslutningsvis: om debatten om vilken diskonteringsränta som ska användas framstår som förvirrande är anledningen enkel. Det finns helt enkelt ingen vetenskapligt ”korrekt” diskonteringsränta. Beslutet om vilken ränta som ska användas grundar sig till stor del på etiska och andra värderingar.

### Risk och osäkerhet

Hittills har vi diskuterat diskontering i fallet där de framtida utfallen betraktas som osäkra och vi har även varit inne på att själva räntenivån kan vara osäker.

Vanligen kräver investerare kompensation för att utfallet av en uppoffring idag, som alltid när det gäller händelser i framtiden, är osäkert. Denna riskkompensation kan tas ut på olika sätt, till exempel som ett krav på att nettonuvärdet av

<sup>30</sup> Ytterliggare ett argument för en avtagande diskonteringsränta framförs av Weitzman (1998). Weitzman menar att, om vi använder en konstant ränta, kommer mindre vikt att ges till en katastrof som inträffar om 400 år jämfört med en som infaller om 300 år. Han menar på att det är felaktigt att diskontera en, i båda fallen, mycket avlägsen framtid på samma sätt som vi diskonterar tidsperioder som ligger närmare i tiden. Weitzman pekar även på att det finns empiriska belägg för att individer diskonterar framtida händelser med en avtagande diskonteringsränta.

<sup>31</sup> Om diskonteringsräntan är  $r_i$  med sannolikheten  $p_i$  så är den effektiva räntan vid tidpunkten  $t$ ,  $r_{effektiv}(t) = -(\ln \sum p_i e^{-r_i t})/t$  (Weitzman, 2007).

investeringen ska uppgå till ett visst minsta belopp för att man ska vara beredd att satsa. Det vanligaste är emellertid att ta ut det genom ett påslag på kalkylräntan, genom en riskterm. Risk och osäkerhet ökar vanligen med tidshorisonten och en riskterm bidrar därför till att ge lägre vikt till utfall som är mycket osäkra, det vill säga de som ligger långt fram i tiden.

När det gäller effekter av klimatanpassningsåtgärder är dock risk och osäkerhet, som bland annat påpekas av Weitzman (2007), snarare ett skäl för att *sänka* diskonteringsräntan än att höja det. Orsaken är att klimatanpassningsåtgärdernas syfte är att minska de framtida riskerna för kraftiga kostnader; de fungerar ungefär som försäkringsutgifter. Det är skälet till att Weitzman, som annars förespråkar en betydligt högre kalkylränta under full säkerhet än den som Stern använder, kommer fram till att Sterns rekommendation för klimatpolitiken kanske ändå är rimlig, men så att säga av ”fel skäl”.

### **Rekommendationer för val av diskonteringsränta**

Internationellt sett har mycket av debatten utgått från den ränta som används i Stern-rapporten. Stern (2006) argumenterar där för en ränta på 1,4 procent ( $\delta = 0,1$  procent;  $g(t) = 1,3$  procent;  $\mu = 1$  procent). Hård kritik mot Sterns val av diskonteringsränta under full säkerhet har framförts av bland annat Weitzman (2007).

Weitzman, å andra sidan, menar att en rimlig uppskattning av parametrarna borde vara en trio av tvåor,  $\delta = 2$  procent,  $g(t) = 2$  procent och  $\mu = 2$  procent, vilket ger en diskonteringsränta på 6 procent. Weitzman hävdar vidare att räntan bör starta på den korta räntans nivå för att sedan avta ned till den riskfria räntan på längre sikt. HM Treasury (2003) rekommenderar värdena  $\delta = 1,5$  procent per år och  $\mu = 1$  procent. Med en beräknad tillväxt ( $g(t)$ ) på 2 procent ger det en rekommenderad diskonteringsränta på 3,5 procent. Denna diskonteringsränta ska sedan avta i enlighet med tabell 1.

Angående vilken ränta vi ska använda i Sverige kommer i skrivande stund den senaste rekommendationen från SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys, (2008). SIKA menar att det finns systematiska risker, det vill säga risker som är korrelerade med den ekonomiska utvecklingen och som inte kan diversifieras bort, som vi behöver ta hänsyn till i samhällsekonomiska kalkyler. De systematiska riskerna kan hanteras genom att man till den valda diskonteringsräntan lägger en riskpremie. SIKA rekommenderar en diskonteringsränta på 4 procent, där 2 procentenheter utgör den riskfria räntan och 2 procentenheter utgör riskpremien (SIKA, 2008).

I Klimat- och sårbarhetsutredningen (SOU 2007:60) hänvisas till att man i kostnadsnyttoanalyser vid infrastrukturinvesteringar i Sverige använder en



diskonteringsränta på 4 procent.<sup>32</sup> Denna kan delas upp i  $g(t) = 2$  procent som är den förväntade genomsnittliga tillväxten och  $\delta = 2$  procent (tidspreferensen). Klimat- och sårbarhetsutredningen pekar också på de problem som finns med val av diskonteringsränta för projekt med mycket lång tidshorisont. Ingen tydlig rekommendation om vilken ränta som då bör användas anges.

Oberoende av vilken ränta man väljer att använda bör det tydligt framgå hur valet påverkar resultatet. Därför bör känslighetsanalyser med både högre och lägre ränta genomföras.

### Ändrade relativpriser

Kostnaden av framtida skador på miljön ska värderas i reala framtida priser,  $V_t$  (priser där inflationen är borträknad). Vi vet emellertid inte priset i framtiden utan endast det pris som gäller idag,  $V_0$ . Vår bästa skattning av  $V_t$  är därför

$$V_t = V_0(1+p)^t,$$

där  $p$  är den förväntade prisökningen per år i det reala priset för varan i fråga (priset i förhållande till något generellt prisindex som till exempel KPI). Kombinerar vi denna effekt med diskonteringen för att få nuvärdet av den reala kostnaden av en skada på miljön i framtiden får vi

$$PV = \frac{V_0(1+p)^t}{(1+r)^t}, \quad (3)$$

vilket gör att ”effekten av diskontering” motverkas. Det är emellertid en förenklad framställning av problemet. Förändringen i relativpriser kommer nämligen även ha påverkan på diskonteringsräntan (Hoel och Sterner, 2007).<sup>33</sup>

Om den framtida tillväxten är koncentrerad till vissa sektorer, medan andra inte växer kommer priserna rimligen att stiga i den sektor som inte växer. Tittar vi på klimatförändringarna kan det därför vara bra att göra skillnad på miljövaror - till exempel tillgång till vissa växtarter - och konsumtionsvaror. När vi tittar på miljön måste vi då ta hänsyn till både diskontering och förändringar i relativpriser då utbudet av miljö kan förväntas minska - eller i bästa fall vara oförändrat - i framtiden, medan andra sektorer förväntas växa (Hoel och Sterner, 2007). Det leder således till ytterligare en svårighet, utöver diskonteringsräntan, man bör ta hänsyn till vid beräkningen av nettonuvärden av förväntade nyttor och kostnader.

<sup>32</sup> För konsekvensanalyser rekommenderar även EU en ränta på 4 procent (European Commission, 2005).

<sup>33</sup> För mer information om hur förändrade relativpriser kan påverka diskonteringsräntan rekommenderas Hoel och Sterner (2007).

### 3.1.4 Att hantera risk och osäkerhet

Ytterligare faktorer att ta hänsyn till i beslut som gäller naturresurser och hälsa är *osäkerheter* i när, och om, kostnader och nyttor uppstår.

När det gäller ekonomisk värdering av något så dynamiskt som ett helt ekosystem finns många svårigheter. Ett fungerande ekosystem består till exempel av många dynamiska och komplexa samband. En del av sambanden är approximativt linjära, men det finns också anledning att tro att det finns icke-linjära samband.

Det är till exempel inte orimligt att det finns tröskelvärden för hur mycket föroreningar ett ekosystem tål. Fram tills dess tröskelvärdet nås är effekterna små, efter tröskelvärdet nåts blir effekterna enorma. Osäkerheter och oåterkalleligheter manar därför till försiktighet i beslutsfattandet, vilket även poängteras i Klimat- och sårbarhetsutredningen (SOU 2007:60, s 508):

*”Klimatförändringar är ett typiskt exempel på ett fall där förändringarna är irreversibla ur mänsklig synvinkel och där effekterna av både utsläpp och åtgärder har lång eftersläpning. Att minska utsläppen i slutet av seklet är inte ekvivalent med att minska dem nu, vilket bör beaktas då man gör en kostnadsnyttoanalys av utsläppsminskningar.”*

Hur stor osäkerheten angående klimatförändringen är varierar dock kraftigt beroende på vilken tidsperiod vi studerar. Carlsen och Parmhed (2008) visar att förändringarna i klimatet på kort sikt<sup>34</sup> kan anses vara relativt säkra. Det innebär att osäkerheten vid kortsiktiga projekt främst består av andra variabler och parametrar än klimatförändringen. Författarna hävdar till exempel att osäkerheten om den socioekonomiska utvecklingen på kort sikt är större än osäkerheten om klimatförändringen.<sup>35</sup>

Även om klimatförändringarna på kort sikt är relativt förutsägbara, ökar osäkerheten ju längre fram i tiden vi siar. Det innebär, vid valet mellan olika åtgärder, att det kan finnas ett mervärde, ett ”optionsvärde”, av att genomföra åtgärder som är flexibla och därmed lättare anpassningsbara till framtidens okända klimat. Ett exempel är när en kommun investerar i stabiliseringsåtgärder och erosionsskydd för mark som är känslig för skred. Vid ett senare tillfälle kan kommunen antingen bebygga eller sälja marken, vilket inte hade varit möjligt om

<sup>34</sup> Författarna tittar på två tidsintervall där det första sträcker sig från 2008 till 2030 och det andra 2008 till 2060. Med kort sikt avses utvecklingen fram till 2030.

<sup>35</sup> Författarna tar även fram olika scenarier för de två tidsperioderna.

marken hade eroderat. Kommunen anpassar alltså sitt beteende i takt med att mer information om klimatförändringarnas effekter blir tillgänglig.<sup>36</sup>

Hur kan man då ta hänsyn till osäkerhet i en CBA? Vi kommer här kort att presentera tre vanliga metoder; partiell känslighetsanalys, sämsta och bästa analys och Monte Carlo känslighetsanalys.

### **Partiell känslighetsanalys**

I en partiell känslighetsanalys undersöker vi hur resultatet påverkas av att vi, allt annat lika, ändrar en parameter eller en variabel, samtidigt som alla andra parametrar och variabler hålls konstanta. Vilka variabler vi väljer att förändra avgörs till exempel av hur viktiga eller osäkra de anses vara i kostnadsnyttoanalysen (Boardman m fl, 2001). För klimatanpassningsprojekt kan det till exempel vara intressant att se hur resultatet påverkas av olika nivåer på klimatförändringen, olika socioekonomiska scenarier och valet av diskonteringsränta.

### **Sämsta och bästa analys**

Denna typ av analys besvarar i klimatsammanhang framförallt frågan: vad händer om det absolut värsta scenariot inträffar? Men man kan även låta parametrar och variabler anta de mest förmånliga värdena för att analysera det bästa möjliga utfallet. För projekt som ger ett positivt nettonuvärde kan det vara intressant att analysera vad som händer om det värsta tänkbara scenariot realiserar och, i fall med negativt nettonuvärde, kan det vara intressant att se vad som händer om det bästa tänkbara scenariot inträffar.

Om det sämsta tänkbara utfallet fortfarande ger ett positivt nettonuvärde kan vi känna oss relativt säkra på att åtgärden är lönsam, och vice versa, om åtgärden även till följd av de mest gynnsamma omständigheterna ger ett negativt nettonuvärde är åtgärden rimligtvis inte värd att genomföra (Boardman m fl, 2001).

---

<sup>36</sup> I den nationalekonomiska litteraturen benämner man den här flexibiliteten "reala optioner" (till skillnad från finansiella optioner) (Myers, 1977; Gunther McGrath och MacMillan, 2000; Park och Herath, 2000). När det gäller investeringar i ett företag är det inte ovanligt att företagets reala optioner, företagets framtida handlingsmöjligheter, påverkar den ekonomiska värderingen av företaget eller företagets aktie.

## Monte Carlo känslighetsanalys

För att kunna ge en mer nyanserad bild av hur parameter- och variabelosäkerheter kan påverka utfallen kan en Monte Carlo känslighetsanalys användas.

Monte Carlo metoden bygger på att sannolikhetsfördelningar ansätts för de osäkra parametrarna och variablerna. I ett simuleringsprogram får sedan en dator, baserat på de sannolikhetsfördelningar som antagits, dra värden för samtliga osäkra parametrar och variabler. Simuleringarna upprepas många gånger så att en sannolikhetsfördelning för nettonuvärdet kan fås. Ju fler simuleringar vi gör, desto större blir resultatets tillförlitlighet givet att de antaganden simuleringarna bygger på är rimliga (Boardman m fl, 2001).

### 3.1.5 Fördelningen av kostnader och nyttor

Syftet med kostnadsnyttoanalyser är att ge beslutsfattare vägledning i hur samhällets knappa resurser kan användas så effektivt som möjligt. Projektens (o)rättvisa diskuteras oftast inte i kostnadsnyttoanalyserna. Fördelningsfrågor spelar emellertid ofta stor roll för politiska beslutsfattare. Inom klimatdebatten har fördelningsfrågorna fått en framträdande roll och det är, i klimatsammanhang, viktigt att reflektera över fördelningsaspekter när man använder sig av kostnadsnyttoanalyser.

Ett exempel för att illustrera hur vi kan ta hänsyn till olika fördelningseffekter: anta att ett projekt kommer att påverka två olika inkomstgrupper (eller två olika delar av landet) olika. För att ta hänsyn till hur de olika grupperna påverkas räknar vi fram "nettonyttan" (NB), differensen mellan nuvärdet av nyttorna och nuvärdet av kostnaderna, för de olika grupperna. Sedan vikts de olika gruppernas nettonyttor ihop med hjälp av vikterna  $a_1$  och  $a_2$  enligt följande (Pearce m fl, 2006):

$$NB = \sum_{i=1}^2 a_i NB_i, \text{ där } \sum_{i=1}^2 a_i = 1.$$

Om till exempel  $a_1 > a_2$  ges grupp 1:s nettonytta högre vikt än grupp 2:s nettonytta i sammanvägningen. Resonemanget kan naturligtvis generaliseras till flera grupper.

Förutom svårigheterna med att identifiera kostnader och nyttor som drabbar olika grupper, finns det ingen konsensus kring hur vikternas värde ska ansättas. Boardman med flera (2001) visar att skattesystemets utformning eller tidigare beslut kan användas för att skatta värden på vikterna. En annan metod är att med hjälp av enkäter eller intervjuer fastställa individernas preferenser och utifrån preferenserna sätta vikterna.

Ingen av dessa metoder är dock problemfri. Därför anser Boardman m fl (2001) att man bara ska använda fördelningsvikter när projekten: *i*) är riktade till förfördelade; *ii*) ger upphov till en minskning av den totala välfärden, men leder till att förfördelade får det bättre *eller* ger upphov till en ökning av den totala välfärden, men leder till att förfördelade får det sämre. Om fördelningsvikter används bör det naturligtvis tydligt framgå hur vikterna ansatts och hur de påverkar utfallet.

Ett argument som förts fram i diskussionen om fördelningsvikter är att det är optimalt att maximera samhällets totala nytta och att beslutsfattare sedan, med hjälp av fördelningspolitiska åtgärder, kan korrigera de oönskade fördelningseffekter som uppstått. Det innebär att, om det projekt som maximerar överskottet genomförts, finns åtminstone en *möjlighet* för vinnarna att kompensera förlorarna.

Även om man väljer att inte fördelningsviktta nyttor och kostnader bör en kostnadsnyttoanalys redovisa hur fördelningseffekterna ser ut. Det kan göras i form av en så kallad "social planeringsbalans" där nyttor och kostnader redovisas uppdelade per grupp (Mattsson, 2006). Ett enkelt exempel ges i tabell 2 på nästa sida.

Tabell 2: Social planeringsbalans

Grupp	Projekt A	Projekt B
Höginkomsttagare	NPV: 30	NPV: 15
Låginkomsttagare	NPV: 20	NPV: 30

I projekt A är nettonuvärdet (NPV) högre (50) än motsvarande nettonuvärde i projekt B (45). För att maximera storleken på samhällets totala nettonuvärde bör projekt A genomföras. Om projekt A genomförs istället för projekt B "tjänar" höginkomsttagarna 15, medan låginkomsttagarna "förlorar" 10. Det finns, åtminstone en teoretisk möjlighet, för höginkomsttagarna att kompensera låginkomsttagarna. Om höginkomsttagarna till exempel ger låginkomsttagarna 10, får låginkomsttagarna samma nettonuvärde som om projekt B hade genomförts, samtidigt som höginkomsttagarna får 5 mer än om projekt B genomförts.

### 3.1.6 Sammanfattning av CBA

CBA, eller kostnadsnyttoanalys, strävar efter att ge ett beslutsunderlag som underlättar beslutsfattande. En CBA tvingar handläggare och beslutsfattare att identifiera nyttor, kostnader, var och när de uppstår samt vem som drabbas. En CBA undviker att vara "lexikografisk", så till vida att ett mål inte dominerar beslutsfattandet eftersom samtliga nyttor och kostnader vägs samman. Om en fullständig CBA kan genomföras ger den ett gott underlag för beslutsfattande. De största problemen med CBA finns i den ekonomiska värderingen av varor och tjänster, valet av diskonteringsränta och i hanteringen av osäkerheter.

CBA används av flera myndigheter i Sverige idag. Den myndighet med längst erfarenhet är troligen Vägverket som använt metoden bland annat för att utvärdera kostnadseffektiviteten i trafiksäkerhets åtgärder. Även Räddningsverket använder regelbundet CBA. Räddningsverket har till exempel undersökt om det är samhällsekonomiskt lönsamt med sprinkler, brandvarnare och regelbunden sotning.

### 3.2 Kostnadseffektanalys, CEA

Det kan finnas flera anledningar till att man inte vill värdera nyttan av ett projekt i ekonomiska termer. En sådan kan vara att man upplever att kostnaden eller nyttan helt enkelt inte går att värdera på ett tillfredsställande sätt med någon av de metoder som idag finns att tillgå. En annan kan vara att en sådan skattning är alltför kostsam, tar för lång tid, eller att vi helt enkelt inte är villiga att värdera kostnaden eller nyttan. Chichilnisky (2000) och Tóth (2000) gör båda bedömningen att CBA *inte* är den bästa metoden för att utvärdera projekt med klimat-effekter, dels på grund av den långa planeringshorisonten sådana projekt är förknippade med, och dels på grund av sannolikheten för extrema och oåterkalleliga händelser. Dessa forskare föredrar kostnadseffekt analys (CEA) framför CBA.

Ibland kan det vara så att vi inte har något val om huruvida vi ska vidta en viss åtgärd eller inte. Det kan till exempel komma en lag som säger att vi måste minska utsläppen med en viss mängd eller en viss procent. I ett sådant läge är det inte aktuellt att undersöka vilken utsläppsminskning som är mest samhällsekonomiskt lönsam, utan hur den föreskrivna minskningen ska nås till lägsta möjliga kostnad. I en annan situation kan det vara så att det finns olika projekt som ger upphov till samma nytta. I ett sådant läge är det inte nödvändigt att värdera nyttan i pengar, utan det räcker att studera skillnaden i kostnader för de olika projekten. Det här är ett antal anledningar till att man väljer att inte genomföra en CBA, utan istället satsar på en CEA.

I en CEA värderas inte nyttan i pengar utan i sin ”naturliga” enhet, CO<sub>2</sub>-minskningar mäts i kilo CO<sub>2</sub>, räddade liv mäts i antalet räddade liv och så vidare. Nyttorna – eller ”effekterna” – uttryckta i sina naturliga enheter ställs sedan mot kostnaderna för att uppnå dem. Kostnaderna behandlas på samma sätt som i CBA. En enkel beslutsregel är att välja det projekt som uppnår effekten till den lägsta kostnaden, alternativt det projekt som uppnår den största möjliga effekten till en given kostnad.

CEA fungerar sämre än CBA när projekten genererar flera olika typer av effekter (räddade liv, tidsvinster, minskade utsläpp av CO<sub>2</sub>). Det är också viktigt att tänka på att en CEA inte kan visa huruvida ett projekt är samhällsekonomiskt lönsamt eller inte. Resultatet från en CEA kan visa att en åtgärd som kostar 20 miljoner kronor och räddar fem liv är bättre än en åtgärd som kostar 20 miljoner kronor och räddar ett liv, men den kan inte visa om något av projekten är samhällsekonomiskt lönsamt, såtillvida att det är väl använda pengar.

För att jämföra olika projekt kan kostnadseffektkvoten ( $CE$ ) för varje projekt beräknas som:

$$CE_i = \frac{C_i}{E_i},$$

där  $C_i$  är kostnaden för projekt  $i$  och  $E_i$  är effekten (uttryckt i sin naturliga enhet) av projekt  $i$ . Kostnadseffektkvoterna visar därmed hur mycket en enhet av effekten kostar i de olika projekten. Om effekten utgörs av antalet räddade liv visar kostnadseffektkvoten följaktligen hur mycket det kostar att rädda ett liv i de olika projekten. Kostnaderna utgörs här, på samma sätt som i CBA, av de samhällsekonomiska alternativkostnaderna, ofta approximerade med marknadspriserna. Det är också vanligt att använda inversen av kostnadseffektkvoten, ”effektkostnadskvoten”

$$EC_i = \frac{E_i}{C_i},$$

(med motsvarande definitioner som ovan). Effektkostnadskvoten anger hur mycket effekt vi erhåller per investerad krona (eller annan kostnadsenhet). Båda kvoterna ger naturligtvis samma rangordning av projekt (Boardman m fl, 2001).

Ett problem med kvoterna är att de inte tar hänsyn till skillnader i projektens storlek. Antag att vi har ett ”stort” projekt (B) och ett ”litet” projekt (A). Projektet definieras utifrån sina kostnader och effekter. Tabell 3 visar en sammanställning av projektens kostnader och effekter.

Tabell 3: Kostnader, effekter och kvoter för två olika stora projekt

	Projekt A	Projekt B
Kostnad (miljoner kr)	1	10
Antal räddade liv	4	20
Kostnadseffektkvot, $CE_i$	0,25	0,5
Effektkostnadskvot, $EC_i$	4	2

Projekt A framstår som mest kostnadseffektivt med en kostnadseffektivitetskvot på en 0,25 miljoner kronor per räddat liv. Projekt B innebär emellertid att 16 fler liv räddas än i projekt A och det till en relativt låg kostnad per räddat liv.



Hur ska man som beslutsfattare förhålla oss till det här beslutsunderlaget? Om det finns möjlighet att upprepa projekt A fem gånger till samma kostnad och effekt försvinner problemet. Kan vi genomföra projekt A på, säg, fem olika platser ger det en kostnad på fem miljoner kronor och räddar 20 liv. På så sätt räddar projekt A och B lika många liv men, medan projekt A gör det till en kostnad av 5 miljoner kronor gör projekt B det till en kostnad av 10 miljoner kronor.

Men om projekt A inte går att upprepa behöver vi en annan beslutsregel för att prioritera mellan projekten. En sådan beslutsregel är att införa en restriktion på antingen minsta acceptabla effekt,  $\bar{E}$ , eller en högsta acceptabla kostnad,  $\bar{C}$ . I det första fallet blir problemet sedan att minimera kostnaden, givet att effekten av projektet uppfyller kravet på lägsta effektivitetsnivån. I andra fallet får vi istället maximera effekten givet att kostnaden inte överstiger  $\bar{C}$ . Ytterligare beslutsregler är då att antingen minimera  $CE_i$  givet att  $E_i \geq \bar{E}$ , eller att maximera  $EC_i$ , givet att  $C_i \leq \bar{C}$  (Boardman m fl, 2001). Det sista alternativet är lämpligt i de fall vi har en given budget. Det förra alternativet är mer aktuellt om det till exempel har kommit en lag som säger att CO<sub>2</sub> utsläppen måste minska till en viss miniminivå.

En nackdel med CEA är att metoden, när projekten har flera förväntade positiva effekter, kräver att beslutsfattaren identifierar vilken effekt som är central för utvärderingen.

CEA är ett relativt enkelt och intuitivt verktyg som har använts både *ex ante*, som beslutsstöd, och *ex post*, som utvärdering, till exempel i utredningar inom folkhälsoinsatser som tobaks- och alkoholprevention (Tengs m fl, 1995; Ramsberg och Sjöberg, 1996; Lindholm, 1998; Burström, 1999).

### 3.3 Multikriteria-analys, MCA

I en CEA rangordnas alternativen efter hur väl de uppfyller *ett* kriterium, till exempel antal räddade liv. En CEA är därför en endimensionell analys. Ofta måste emellertid beslutsfattare ta hänsyn till flera olika dimensioner i ett och samma problem. En metod för att handskas med stora mängder komplex information om man inte har möjlighet att använda sig av CBA, är ”multikriteria”-analys (MCA). Som namnet antyder utvärderas alternativen utifrån flera kriterier i en MCA. Till skillnad från CBA och CEA, som handlar om ekonomisk effektivitet, försöker en MCA ta hänsyn till även andra relevanta effekter, som till exempel fördelningsaspekter och miljömässig uthållighet.

Det finns många olika varianter av MCA och vi kommer, i den här rapporten, endast att översiktligt beskriva metoden. Den intresserade läsaren hänvisas till till exempel Asafu-Adjaye (2005) eller Dodgson m fl (2000). Asafu-Adjaye (2005) beskriver en MCA i åtta steg, vilka vi går igenom nedan.

### **1. Identifiera problemet**

En förutsättning för att analysen överhuvudtaget ska vara nödvändig är – i likhet med de andra metoderna som beskrivits i den här rapporten – givetvis att vi har ett identifierat problem som vi inte vet hur vi bäst ska åtgärda.

### **2. Identifiera alternativ**

Det första steget i själva analysen blir sedan att identifiera de alternativ som ska utvärderas och ställas mot varandra. När det gäller antalet alternativ som ska utvärderas kan både för många och för få alternativ ställa till problem. I de fall vi har för många alternativ kan antalet alternativ eventuellt minskas genom att sätta upp ett speciellt kriterium som alternativen måste uppfylla, till exempel att minska utsläppen av CO<sub>2</sub> med minst 10 procent. Alternativ som inte uppfyller kravet elimineras.

Det är svårt att ge något generellt råd om hur man ska bete sig när antalet alternativ är för få – kanske är ett kreativt sökande efter andra möjliga lösningar den enda möjligheten.

### **3. Identifiera kriterier**

Den stora fördelen med MCA är att metoden är lämplig vid beslut med flera olika mål. Det är dock viktigt att antalet kriterier inte blir alltför stort. Enligt European Commission (2003) bör maximalt åtta kriterier sättas upp för att en effektiv utvärdering ska kunna genomföras.

Kriterierna som sätts upp måste stämma överens med beslutsfattarens preferenser och visa på de olika åsikter som finns. Det är även viktigt att de olika kriterierna som används inte är (alltför) korrelerade. Ska man till exempel utvärdera var ett nytt sjukhus ska byggas bör man inte ha med både ”bevarande av närmiljö” som ett kriterium och ”tillgång till rekreationsområde” som det andra. Det första är troligtvis korrelerat med det andra, vilket skulle innebära att ett alternativ som får höga poäng på det första kriteriet även får höga poäng på det andra. Om kriterierna är alltför korrelerade reducerar de i praktiken det antal kriterier som identifierats.

### **4. Betygsätt alternativen i relation till varje kriterium**

När vi utvärderar alternativen ska detta göras i förhållande till ett nollalternativ. Det rekommenderas att kriterierna standardiseras så att betygen kan jämföras

med varandra. Ett sätt att göra detta är att använda en skala från noll till tio som visar hur väl alternativet uppfyller det föreskrivna kriteriet. Detta är speciellt viktigt vid utvärderingen av kvalitativa effekter där måluppfyllelsen kanske enbart kan beskrivas på en skala mellan ”mycket god” och ”mycket dålig”.

## 5. Viktning

Nästa steg blir att tilldela kriterierna olika ranking eller vikt. Vikterna kan sättas av analytikern, beslutsfattaren, grunda sig på åsikter från olika intressenter eller sättas av en expertpanel.

## 6. Utvärdera alternativen

Det finns många olika tekniker för att utvärdera alternativen. Ett vanligt tillvägagångssätt är en enkel summering enligt:

$$\sum_{j=1}^n w_j x_{ij}$$

där  $x_{ij}$  beskriver hur väl alternativ  $i$  uppfyller kriterium  $j$ ,  $w_j$  är den vikt som tilldelats kriterium  $j$  och  $n$  är antalet kriterier vi bestämt oss för att utvärdera. Denna metod kallas för ”kompenserande” MCA eftersom ett dåligt betyg på ett kriterium kan kompenseras av ett bra betyg på ett annat.<sup>37</sup>

Ett exempel: anta att vi jämför ett antal åtgärder som alla på olika sätt uppfyller flera mål, till exempel minskade utsläpp av CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> och minskade antal döda. I tabell 4 ges de antagna värdena på utsläppsminskningarna och antalet räddade liv för varje åtgärd. Tabell 4 ger även de vikter som antagits för respektive mål.

Tabell 4: Jämförelse av projekt som uppfyller flera mål

	CO <sub>2</sub> (ton)	SO <sub>2</sub> (kg)	Liv	Resultat
Projekt A	2	40	8	12,6
Projekt B	7	10	2	5,1
Projekt C	9	10	1	5,2
Vikt	0,3	0,2	0,5	

<sup>37</sup> För en genomgång av andra metoder rekommenderas Asafu-Adjaye (2005) eller Dodgson m fl (2000).

Givet de vikter och kvantitativa mål som antagits är rekommendationen från en kompensande MCA att projekt A bör väljas, trots att alternativet är sämst på att minska CO<sub>2</sub> utsläppen. Anledningen till att alternativet ändå är bäst är den höga måluppfyllelsen på kriteriet att rädda liv, ett kriterium som tilldelats en hög vikt. Värt att notera är att en MCA inte kan svara på frågan om ett projekt är samhälls-ekonomisklönsamt eller inte, den kan endast hjälpa oss att rangordna olika alternativa åtgärder.

## **7. Känslighetsanalys**

För att kontrollera säkerheten i resultatet bör en känslighetsanalys genomföras. Här kan vi se hur resultatet påverkas om vi till exempel ändrar viktningen eller vilken metod vi använder för att värdera de olika alternativen. Känslighetsanalysen kan även genomföras med hjälp av sofistikerade statistiska analysmetoder (till exempel Monte Carlo-simuleringar som beskrivits tidigare).

## **8. Ranka alternativen och ge en rekommendation**

När analysen är utförd rankas alternativen och utredaren ger en rekommendation till beslutsfattaren.

Eftersom miljöfrågor ofta är mångdimensionella kan MCA vara en mycket lämplig metod att använda för att ta fram och analysera beslutsunderlag i klimatanpassningssammanhang. Gamper och Turcanu (2007) visar på flera områden där MCA har använts. Bland dessa områden nämns exempelvis beslut om minskade utsläpp av växthusgaser (Borges och Villavicencio, 2004) och utvärdering av vridkraftverk (Cavallaro och Ciraolo, 2005). I Sverige har MCA använts för att analysera Höga kusten-projektets (E4 över Ångermanälven) samhällsekonomiska lönsamhet (Larsson, 1998).

## 4 Avslutande kommentarer

Enligt IPCC WG II (2007, kap 17) är litteraturen om kostnader och nyttor av anpassningsåtgärder fortfarande relativt begränsad. Samtidigt ges ett flertal referenser till regioner och sektorer där kostnader och nyttor för anpassningsåtgärder finns uppskattade. Några exempel är kostnader och nyttor av förbättrad vattenhantering i Sydafrika (Callaway et al., 2007) och desamma för spannmålsodling i Gambia (Njie et al., 2006).<sup>38</sup>

Både Stern-rapporten (Stern, 2006) och Klimat- och sårbarhetsutredningens slutbetänkande (SOU 2007:60) innehåller uppskattningar av kostnader och nyttor av att bromsa klimatförändringarna. Medan Stern-rapportens beräkningar baseras på modellsimuleringar av den globala utvecklingen fram till 2200, bygger Klimat- och sårbarhetsutredningens analyser på sektorsvisa studier fram till 2100. I Klimat- och sårbarhetsutredningen beräknas åtgärds-kostnader och skadekostnader för vägar, järnvägar, flyg, sjöfart jordbruk med flera sektorer, medan ohälsa, dödsfall och skador på natur- och kulturmiljöer inte kostnadsberäknas.

Stern-rapporten har blivit hårt kritiserad från åtminstone två olika håll. Ekonomer kritiserar rapporten för de antaganden som görs (se till exempel Nordhaus, 2007; Weitzman, 2007), medan ekologer (eller ”ekologiska” ekonomer) kritiserar den för att den använder CBA (se till exempel Spash, 2007). Ekologernas invändningar mot CBA i klimatsammanhang är flera: problemets stora osäkerhet; ojämförbara effekter; etiska dilemman; fördelningseffekter över tid och rum; förändrade relativpriser, icke-marginella förändringar med mera.

Visst har ekonomiska beslutsstöd som CBA sina brister. Men för relativt kortsiktiga anpassningsbeslut tror vi ändå att de här beslutsstöden vara vägledande för beslutsfattare.<sup>39</sup> Många anpassningsåtgärder på lokal nivå kommer de närmaste åren att ske successivt och självmant i naturlig respons på upplevda klimatförändringar. Det kan fungera bra för investeringar med kort livslängd och där variationer i nederbörd och temperatur och så vidare, inte spelar så stor roll. Men för projekt med något längre livslängd (mer än 25 år) eller för åtgärder som är känsliga för väderextremer ökar klimatförändringarna behovet av planering och framförhållning. På lokal nivå kan det handla om att ta större hänsyn till förväntade klimatförändringar i stads- och

<sup>38</sup> Fler exempel på regionala anpassningseffekter finns på Assessment of Impacts and Adaptations to Climate Change (AIACC) hemsida [www.aiaccproject.org](http://www.aiaccproject.org). I samarbete med IPCC strävar AIACC efter att öka förståelsen för utvecklingsländernas sårbarheter och möjligheter till anpassning.

<sup>39</sup> Vi tror att metoderna kan vara vägledande även på lång sikt, men då ökar komplexiteten i beslutsstöden avsevärt.

infrastrukturplaneringen eller om hur kommunens räddningstjänst ska agera vid värmeböljor.

Vi har i denna rapport försökt förmedla några ekonomiska beslutsmodellers användbarhet för att ta fram välgrundade beslutsunderlag. När det gäller ekonomiska beslutsmodeller är det dessvärre alltför vanligt med en uppdelning mellan teori, som oftast utförs av forskare, och praktik, som oftast utförs av konsulter (Mattsson, 2006).

I en kommande Climatooolsrapport tänker vi därför tillämpa och testa de modeller som beskrivits i den här rapporten i en fallstudie av hälsosektorn i Umeå-regionen. Även om vi, som ekonomer, förespråkar användandet av just ekonomiska beslutsmodeller, är faktiskt inte det viktigaste vilken typ av verktyg som används. Det viktigaste är att samhällliga åtgärder inte genomförs utan att beslutsfattarna, när ett mål väl har definierats, har besvarat två frågor: Finns det något bättre sätt att uppnå målet? Finns det någon bättre användning för de resurser som åtgärden förbrukar?

## 5 Referenser

- Asafu-Adjaye J. (2005). *Environmental Economics for Non-Economists: Techniques and Policies for Sustainable Development*. River Edge, World Scientific Publishing Company Inc.
- Bateman I. J., Jones A. P., Nishikawa N. och Brouwer R. (2000). *Benefits transfer in theory and practice: A review and some new studies*. Tillgänglig från <http://www.uea.ac.uk/~e089/>, CSERGE and School of Environmental Sciences, University of East Anglia.
- Bernes C. (2007). *Ett ännu varmare klimat*. Monitor 20. Naturvårdsverket.
- Boardman A. E., Greenberg D. H., Vining A. R. och Weimer D. L. (2001). *Cost-Benefit Analysis: Concepts and Practice*. Second edition. Upper Saddle River, Prentice Hall.
- Borges P.C. och Villavicencio A. (2004). Avoiding Academic and Decorative Planning in GHG emission Abatement Studies with MCDA: the Peruvian case. *European Journal of Operational Research* 152: 641-654.
- Boverket (2004). *Vad kostar det samhället? ABC i samhällsekonomiska bedömningar*. Boverket. Karlskrona.
- Burström K. (1999). *Kostnadseffektivitetsstudier av primärpreventiva interventioner avseende hälsa*. Socialmedicin, Stockholms läns landsting.
- Bångman G. (2006). *Equity in Welfare Evaluations. The Rationale for and Effects of Distributional Weighting*. Örebro Studies in Economics.
- Callaway J. M., Louw D. B., Nkomo J. C., Hellmuth M. E. och Sparks D. A. (2007). *The Berg River Dynamic Spatial Equilibrium Model: A New Tool for Assessing the Benefits and Costs of Alternatives for Coping with Water Demand Growth, Climate Variability, and Climate Change in the Western Cape*. AIACC Working Paper No. 31
- Carlsen H. och Parmhed O. (2008). *Klimatscenarier för Sverige på kort och medellång sikt*. Stockholm: FOI underlagsrapport, kommande.
- Carlsson F., Kataria M. och Lampi E. (2008). *Do EPA Administrators Recommend Environmental Policies that Citizens Want? Comparing Responses in a Choice Experiment*. Tillgänglig från <http://www.hgu.gu.se/Files/nationalekonomi/Sem/080303%20Lampi%20ppr1.pdf>

- Carson R. T., Mitchell R. C., Hanemann M., Kopp R. J., Presser S. och Ruud P. (2003). Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill. *Environmental and Resource Economics*, 25:257-286
- Cavallaro F. och Ciruolo. L. (2005). A Multicriteria Approach to Evaluate Wind Energy Plants on an Italian Island. *Energy Policy*, 33: 235-244.
- Chichilnisky G. (2000). An Axiomatic Approach to Choice under Uncertainty with Catastrophic Risks. *Resource and Energy Economics*, 22: 221-231
- Dodgson J., Spackman M., Pearman A., Phillips L. (2000). *Multi-Criteria Analysis Manual*. Department for Communities and Local Government, London. Tillgänglig från <http://www.communities.gov.uk/documents/corporate/pdf/146868>
- European Commission (2003). *The Evaluation of Socio-Economic Development. Sourcebook 2 – Techniques and Tools*. Tillgänglig från [http://ec.europa.eu/regional\\_policy/sources/docgener/evaluation/evalsed/downloads/sb2\\_multicriteria\\_analysis.doc](http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/evaluation/evalsed/downloads/sb2_multicriteria_analysis.doc)
- European Commission (2005). *Impact Assessment Guidelines*. SEC(2005) 791. Tillgänglig från [http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/SEC2005\\_791\\_IA%20guidelines\\_an nexes.pdf](http://ec.europa.eu/governance/impact/docs/SEC2005_791_IA%20guidelines_an nexes.pdf)
- European Governance (COM (2001) 428). Tillgänglig från [http://ec.europa.eu/governance/white\\_paper/en.pdf](http://ec.europa.eu/governance/white_paper/en.pdf)
- Friedmann, J. (1987). *Planning in the Public Domain: From Knowledge to Action*. Princeton: Princeton University Press.
- Gamper C. D. och Turcanu C. (2007). On the Governmental Use of Multi-Criteria Analysis. *Ecological Economics*, 62: 298-307.
- Gunther McGrath R. och MacMillan I. C. (2000). Assessing Technology Projects Using Real Options Reasoning. *Research Technology Management* 43(4): 35-49.
- Hansson S-O. (2007). *Gender issues in climate adaptation*. Defence Analysis, FOI report. FOI-R-2351-SE.
- Hepburn C. (2006). *Discounting Climate Change Damages: Working Note for the Stern Review*. St Hugh's College, University of Oxford. Tillgänglig från [http://www.economics.ox.ac.uk/members/cameron.hepburn/Hepburn%20\(2006\)%20Stern%20review%20discounting.pdf](http://www.economics.ox.ac.uk/members/cameron.hepburn/Hepburn%20(2006)%20Stern%20review%20discounting.pdf)



- HM Treasury (2003): *The Green Book. Appraisal and Evaluation in Central Government. Treasury Guidance*. London: TSO. Tillgänglig från [http://www.hm-treasury.gov.uk/media/3/F/green\\_book\\_260907.pdf](http://www.hm-treasury.gov.uk/media/3/F/green_book_260907.pdf)
- Hoel M. och Sterner T. (2007). Discounting and Relative Prices. *Climatic Change*, 84 (3-4): 265-280.
- Hultkrantz L. och Svensson M. (2008). Värdet av liv. *Ekonomisk debatt*, 2: 5-15.
- IPCC WG II (2007). *Climate Change 2007: Impacts , Adaptation and Vulnerability*. Tillgänglig från <http://www.ipcc-wg2.org/>
- KFB (2000). *Beslutsprocesser och planeringsresultat. En kunskapsöversikt*. KFB-Rapport 2000:41
- Larsson S-O. (1998). Mångdimensionella beslut – om konsten att välja det “bästa”. I Budh E., Israelsson T., Johnsson R. och Larsson S-O. (1998). *Vägval och miljö*, T & S Publications, Transport och Samhälle, Högskolan Dalarna.
- Lindblom C.E. (1959). The Science of Muddling through. *Public Administration Review* 19: 70-88.
- Lindblom C.E. (1979). Still Muddling, Not Yet Through. *Public Administration Review* 39(6): 517-526.
- Lindholm L. (1998). Alcohol Advice in Primary Health Care – Is it a Wise Use of Resources? *Health Policy* 45: 47-56.
- Masika R. (red.) (2002). *Gender, Development and Climate Change*. Oxfam Publishing.
- Mattsson B. (2006). *Kostnads-nyttoanalys för nybörjare*. Räddningsverket, Karlstad.
- Mattsson B. (2004). *Kostnads-nyttoanalys – värdegrunder – användbarhet – användning*. Räddningsverket, Karlstad.
- Mintzberg H. (1994). *The Rise and Fall of Strategic Planning*. London: Prentice Hall.
- Morgan M. G. och Henrion M. (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Risk and Policy Analysis*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Myers S. C. (1977). Determinants of Corporate Borrowing. *Journal of Financial Economics* 5: 147-175.

- Naturvårdsverket (2003). Konsekvensanalys steg för steg.Handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket. Tillgänglig från <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5314-0.pdf>
- Naturvårdsverket (2007). Sternrapporten - en genomgripande analys av klimatförändringens ekonomi. Rapport 5711.
- Njie M., Gomez B. E., Hellmuth M. E., Callaway J. M., Jallow B. P. och Droogers P. (2006). *Making Economic Sense of Adaptation in Upland Cereal Production Systems in The Gambia*. AIACC Working Paper No. 37.
- Nordhaus W. D. (2007). A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change. *Journal of Economic Literature*, XLV: 686-702
- Park C. S. och Herath H. S. B. (2000). Exploiting Uncertainty – Investment Opportunities as Real Options: A New Way of Thinking in Engineering Economics. *The Engineering Economist* 45(1): 1-36.
- Pearce D. W., Atkinson G. och Mourato S. (2006). *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Recent Developments*. OECD Publishing.
- Pearce D. och Ulph D. (1995). *A Social Discount Rate for the United Kingdom*. CSERGE Working Paper GEC 95-01. Tillgänglig från [http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/gec/gec\\_1995\\_01.pdf](http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/gec/gec_1995_01.pdf)
- Ramsberg J. och Sjöberg L. *The Cost-Effectiveness of Lifesaving Interventions in Sweden*. Centrum för riskforskning, Handelshögskolan i Stockholm, Rapport nr 24.
- Rocklöv J, Hurtig A-K. och Forsberg B. (2008). *Hälsopåverkan av ett varmare klimat – En kunskapsöversikt*. Tillgänglig från: [http://www.foi.se/upload/projekt/Climatools/Rapporter/Inlaga\\_E.pdf](http://www.foi.se/upload/projekt/Climatools/Rapporter/Inlaga_E.pdf)
- Sager T. (1994). *Communicative Planning Theory*. Aldershot: Ashgate Publishing Ltd.
- Sandin P. (1999). Dimensions of the Precautionary Principle. *Human and Ecological Risk Assessment*, 5(5): 889-907.
- SFS (1987:10) Plan och bygglag.
- SFS (1991:900) Kommunallag.
- SFS (1995:1322) Verksförordning.
- SFS (1998:808) Miljöbalk.
- SFS (2007:515) Myndighetsförordning.

- SIKA (2008). *Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 4*. SIKA PM 2008:3. Tillgänglig från: [http://www.sika-institute.se/Templates/FileInfo.aspx?filepath=/Doclib/2008/PM/pm\\_2008\\_3.pdf](http://www.sika-institute.se/Templates/FileInfo.aspx?filepath=/Doclib/2008/PM/pm_2008_3.pdf)
- Simon H. A. (1955). A Behavioral Model of Rational Choice. *Quarterly Journal of Economics*, 69(1): 99-118.
- Sjöström M. (2007). *Monetär värdering av biologisk mångfald. En sammanställning av metoder och erfarenheter*. Konjunkturinstitutets specialstudie nr. 14.
- Smith D. H. och Gravelle H. (2001). The Practice of Discounting in Economic Evaluation of Healthcare Interventions. *International Journal of Technology Assessment in Health Care* 17: 236-243.
- SOU 2000:91. *Hälsa på lika villkor – nationella mål för folkhälsan. Betänkande från Nationella Folkhälsokommittén*. Socialdepartementet.
- SOU 2007:60. *Sverige inför klimatförändringarna – hot och möjligheter. Slutbetänkande av Klimat- och sårbarhetsutredningen*. Miljödepartementet.
- Spash C. L. (2007). The Economics of Climate Change Impacts à la Stern: Novel and Nuanced or Rhetorically Restricted? *Ecological Economics*, 63: 706-713
- Statens Folkhälsoinstitut (2003). *Hälsoekonomi för folkhälsoarbete - introduktion och debatt*. Rapport 2003:11.
- Statens Folkhälsoinstitut (2007). *Kvantitativa metoder vid hälsokonsekvensbedömningar – en vägledning*. Rapport 2007:12.
- Stern N. (2006). *Stern Review: The Economics of Climate Change*. Tillgänglig från [http://www.hm-treasury.gov.uk/independent\\_reviews/stern\\_review\\_economics\\_climate\\_change/stern\\_review\\_report.cfm](http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern_review_report.cfm)
- Stern T. och Persson U. M. (2007). *An Even Sterner Review. Introducing Relative Prices into the Discounting Debate*. Resources for the Future DP 0737. Tillgänglig från <http://www.rff.org/Documents/RFF-DP-07-37.pdf>
- Svensson M. och Vredin Johansson M. (2007). *Willingness to Pay for Private and Public Safety: Why the difference?* Nationalekonomiska institutionen, Örebro universitet.
- Sveriges Kommuner och Landsting (2005). *Hushållning i lagens namn – att sköta ekonomin med mål, uppföljning och åtgärder*. Tillgänglig från <http://www.skl.se/artikel.asp?C=497&A=15913>

Tengs T. O., Adams M. E., Pliskin J. S., Safran D. G., Siegel J. E., Weinstein M. C. och Graham J. D. (1995). Five-Hundred Life-Saving Interventions and their Cost-Effectiveness. *Risk Analysis* 15: 368-390

Tóth F. L. (2000). Intergenerational Equity and Discounting. *Integrated Assessment*, 1: 127-136.

UNEP (2004). *Why Take a Life Cycle Approach?* Tillgänglig från [http://jp1.estis.net/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page\\_id=138F5949-6997-4BE6-A553-585E92C22EE4#lcmwhy](http://jp1.estis.net/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=138F5949-6997-4BE6-A553-585E92C22EE4#lcmwhy)

USAID (2007). *Adapting to Climate Variability and Change. A Guidance Manual for Development Planning.* USAID August 2007.

Weitzman M. (1998). Why the Far-Distant Future should Be Discounted at Its Lowest Possible Rate. *Journal of Environmental Economics and Management*, 36: 201-208.

Weitzman M. (2007). A Review of The Stern Review on the Economics of Climate Change. *Journal of Economic Literature*, XLV: 703-724.

Willows R. och Connell R. (2003). *Climate Adaptation: Risk, Uncertainty and Decision-Making.* UKCIP technical Report May 2003.

### **Tidigare utgivna rapporter inom Climatools**

Strömmar av vatten och politik – en studie om policyprocesser och anpassning

Marie Åkesdotter

Utgiven av FOI, nr FOI-R-2492--SE

Hälsopåverkan av ett varmare klimat – en kunskapsöversikt

Joacim Rocklöv, Anna-Karin Hurtig, Bertil Forsberg

Utgiven av Umeå Universitet, Yrkes- och miljömedicin i Umeå rapporter, 2008:1, Climatools

Anpassning till klimatförändringar i risk- och sårbarhetsanalyser på kommunal nivå

Karin Mossberg Sonnek, Anna Lindberg, Johan Lindgren

Utgiven av FOI, nr FOI-R--2412--SE

The Geopolitics of Climate Change

Peter Haldén

Utgiven av FOI, nr FOI-R--2377--SE

Aktörer och funktioner i hälso- och sjukvårdssektorn vid olika klimathändelser

Susanne Waldau

Utgiven av FOI, nr FOI-R--2353--SE

Gender issues in climate adaptation

Sven-Ove Hansson

Utgiven av FOI, nr FOI-R--2351--SE

Får Sverige lika varmt som Tyskland eller Nordafrika?

Oskar Parmhed, Annika Carlsson-Kanyama

Utgiven av FOI, nr FOI-R--2279--SE

Förändrat klimat och kommunal planering avseende vattenresurser

Magnus Svensson

Utgiven av FOI, nr FOI-R--2317—SE

Dynamisk generering av socioekonomiska scenarier för klimatanpassning -  
metod, byggstenar och exempel

Henrik Carlsen, Karl-Henrik Dreborg

Utgiven av FOI, nr FOI-R--2512--SE

Rapporterna finns tillgängliga under Publikationer på  
[www.climatools.se](http://www.climatools.se)