



**MALMÖ HÖGSKOLA**

---

**Teknik och samhälle**  
Kretsloppsprogrammet  
2000-12-17

**Sambanden mellan  
ekologi och miljöekonomi i samhället**

**Handledare:**  
**Mats-Olof Hansson**

**Av:**  
**Beata Ide**  
**Marius Mihailovici**

## **INNEHÅLLSFÖTECKNING**

<b>INLEDNING .....</b>	<b>3</b>
<b>SAMSPelet MELLAN EKOLOGI OCH EKONOMI.....</b>	<b>3</b>
<b>CBA METODENS BEGRÄNSNINGAR .....</b>	<b>4</b>
<b>EFFEKTER PÅ MILJÖ AV EKONOMISK TILLVÄXT .....</b>	<b>6</b>
<b>MILJÖPOLITISKA MÅL .....</b>	<b>7</b>
<b>MÅLKONFLIKTER .....</b>	<b>8</b>
<b>TRE SLAGS MILJÖKONFLIKTER .....</b>	<b>9</b>
<b>DISKUSSION.....</b>	<b>12</b>
<b>KÄLLFÖRTECKNING .....</b>	<b>13</b>

## **Inledning**

I dagens västerländska samhälle har värdet av naturresurser fått en allt mer avgörande roll vid beslut om huruvida olika projekt skall genomföras eller ej. Det har även visat sig att de olika värderingsmetoder både ekonomiska men även tekniska måste oftast samköras eller kombineras på ett rationellt sätt för att erhålla ett brett beslutsunderlag.

*CBA - cost benefit analysis* kan således ej ensam utgöra ett beslutsunderlag. Den förutsätter exempelvis att det görs även en risk bedömning, *RA - risk assessment* eller *EIA - environment impact assessment*. Analogt med detta kan *LCA - life cycle analysis* samköras med CBA och på det viset erhålla en bredare ekonomisk – livscykel värdering, ty LCA utgör en input av fysiska data till CBA.

Med andra ord, enskilda värderingsmetoder bör samköras med varandra för att erhålla ett bättre resultat. Dock är detta inget garanti för att olika målkonflikter inte uppkommer. Tillväxt och miljö står oftast i motsatsförhållande till varandra, ty för att få den ena måste man offra mer eller mindre av den andra.

## **Samspelet mellan ekologi och ekonomi.**

I ett ekologiskt hållbart samhälle där naturresurserna brukas enligt hushållningsprincipen krävs det ett komplett och noggrann undersökning av de sociala, ekonomiska och ekologiska effekter som härstammar från mänskliga aktiviteter. Många ekologiska tjänster såsom luft och vattenrening, nedbrytning och detoxifiering av avfall, bevarande av biologisk mångfald eller stabilisering av klimatet är inte värderade på marknaden. Den mest vanliga tillvägagångssätt som många ekonomer använder för att mäta människors negativa inverkan på naturen, är att uppskatta det monetära värdet av minimering och / eller eliminering av dessa inverkan. Resekostnadsmetoden och hedonisk prissättning, tillsammans med *CV - contingent value*, utgör några exempel på de verktyg som används för ändamålet. Dessa metoder utgör dock inget standard och det finns många kriterier som inte tillgodoses. CV metoden, har utsatts för kritik från flera håll. Kritikerna menar att CV metoden är för det första en s.k. ”*singel-attribute*” värderingsmetod vilket inte ger utrymme för djupare analyser av de komplexa miljöpåverkan som mänsklig aktivitet medför. För det andra, det finns många icke ekonomer som förkastar de monetära värderingarna av de ekologiska tjänsterna på grund av etiska värderingar. För det tredje, mätningarna av betalningsviljan hos olika individer kan påverkas av ofullständig och eller partisk information, med resultatet att det erhållna svaret blir missvisande. (Prato T 1998)

Uppskattning av ickemarknadsvärderingar av ekologiska tjänster görs för det mesta oberoende av ekosystemets planering och skötsel. Detta skapar olika problem, ty det kan finnas intressegrupper som har till syfte att exploatera och det är föga troligt att dessa tar hänsyn till de värden som ekosystemet bidrar med. Det finns också en stor risk för misstolkning eller tillämpning på fel sätt av ickemarknadsvärden när uppskattningen av dessa görs oberoende av tänkta användningsområden. Slutligen, eftersom värderingen av ekosystemens tjänster är problem och områdesspecifika, medför att värden för ett område är oftast inte passande för andra områden. (<http://www.detr.gov.uk>)

## CBA metodens begränsningar

Med CBA metoden försöker man jämföra det monetära värdet av inkomster respektive utgifter som ett projekt för med sig. Med inkomst menas allt som innebär en ökning av välbefinnande, och med en utgift menas en minskning av densamma. Detta ger att mänskligt välbefinnande avgörs av människors preferenser som kan återspeglas antingen genom de val individerna ifråga gör, eller genom att studera hur marknaden reagerar. En annan variant att bestämma människors preferenser är genom olika former av undersökningar, exempelvis frågeformulär, marknadsundersökningar osv (Kriström 1998). Syftet med dessa undersökningar är oftast att ta reda på den enskilde individens betalningsvilja, *WTP - willingness to pay* för en förbättring eller för att slippa en försämring. Man mäter också viljan att acceptera en kompensation för en eventuell försämring av t ex miljön eller för att bära en kostnad, *WTA - willingness to accept*. Dessa koncept, *WTP* och *WTA* ger olika uppskattningar av vad som ekonomerna kallar konsumentöverskott. Målet med att maximera nyttan efter att kostnaderna har dragits av är den fundamentala konceptet i ekonomisk effektivitet. Denna i sin tur har i syfte att maximera summan av välfärd i en given ekonomi. (Field C. 1997)

Kostnad/nytta - analys kan enbart rangordna olika alternativ, vilket dock gör det möjligt att identifiera vilka alternativ som maximerar effekterna för en given kostnad. Utan direkt koppling till den samhällsliga betalningsviljan för dessa effekter är det dock inte möjligt att bedöma förhållandet mellan det monetära värdet av dessa effekter och de sammanhörande kostnaderna. För att dessa analyser ska kunna stödja beslutsfattandet måste man definiera vad som är en godtagbar kvot mellan kostnader och effekter. Det högst rangordnade alternativet behöver dock inte vara det bästa valet; de aktuella resurserna kan kanske användas på ett bättre sätt någon annanstans.

Upptagandet av monetära värderingar av ekosystemets tjänster inom CBA är problematisk. CBA kräver en diskontering både på nytto respektive kostnadssidan som ett projekt medför. Diskontering av penningflödet från ekologiska investeringar under en lång tidsperiod med osäkra fördelar och kortfristiga kostnader, minskar nuvärdet av projektet vilket kan innebära uteblivna framtidsinvesteringar inom miljöskydd eller återställande. Problemet uppkommer exempelvis vid uppskattning av åtgärder som krävs för att minska utsläpp av växthusgaser och deras faktiska effekter på det globala klimatet. (Brouwer R 1999)

Problemet kan med fördel belysas med föroreningars klassificering. Här bygger man ett s.k. ramverk där föroreningars karakteristik arbetas fram. Vidare måste ett områdes förmåga att bryta ner föroreningar bestämmas ty nedbrytningsförmågan kan variera kraftigt från område till område. Det kan även förekomma föroreningar som förvisso bryts ner, men är ej nödvändiga för ekosystemet i fråga. Till nedbrytningsförmågan tillkommer de biologiska effekter helt enkelt görs genom att observera om en förorening medför förändringar i ekosystemet. Dessa kan exempelvis vara mutationer, förändringar i cellens metabolism, med mera. Slutligen måste det till en ekonomisk aspekt eller med andra ord bestämma om externa effekter förekommer eller inte. Sålunda finns det tre koncept nämligen nedbrytningsförmåga, biologiska respektive ekonomiska effekter som ger två utfall. I det första utfallet är föroreningarnas mängd mindre än nedbrytningsförmågan vilket i teorin skulle betyda att nedbrytningsprocessen börjar omgående utan att det ger upphov till biologiska och eller ekonomiska effekter. I andra utfallet är föroreningarnas volym större än områdets nedbrytningsförmåga vilket ger olika utgångslägen. Med hjälp av dessa antaganden får man en föroreningskedja enligt figur nedan där:

A = nedbrytningskapacitet, B = biologisk effekt, C = ekonomisk effekt M = föroreningsvolym

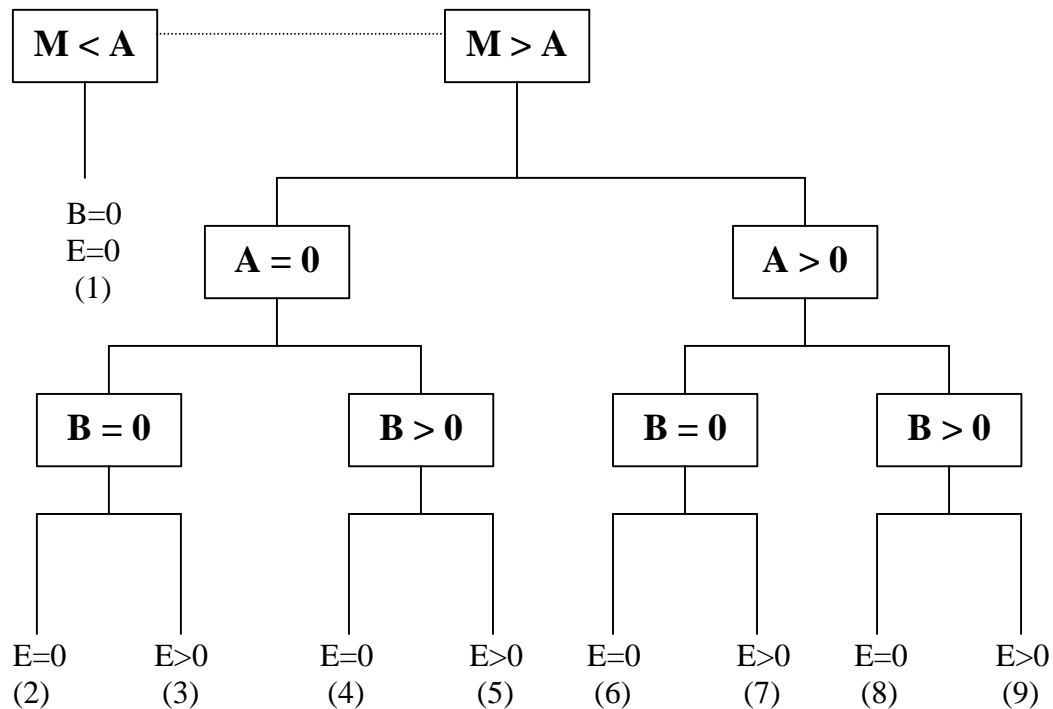


Fig. 1: Föroreningskedja. (Tonny P 1998)

- Punkt 1: Anger en situation där varken biologiska eller ekonomiska effekter förekommer, ingen vidare analys behövs.
- Punkt 2: Anger en förorening som inte kan brytas ner ( $A=0$ ), har inga biologiska effekter ( $B=0$ ) och inte heller några ekonomiska ( $E=0$ ).
- Punkt 3: Här anges att  $A=0$ ,  $B=0$  men  $E>0$ . Det skulle kunna exemplifieras med glasflaskor vilka inte kan brytas ner men ger heller inga biologiska effekter. Å andra sidan, flaskor i naturen är oestetiska och utgör därmed s.k. externa effekter.
- Punkt 4&5: En möjlig divergens mellan biologisk och ekonomisk kriterium. Biologiska effekter finns i båda fallen men inga externa effekter framkommer vid punkt 4. Här om ifall att CBA används, skulle det motivera ett status-quo tillstånd och stödja en policy som inte är förenlig med att de åtgärder som måste vidtagas, ty  $B>0$ . Problemet ligger i att E kan mycket väl vara lika med noll på grund av ofullständig information men i verkligheten visa på externalitet dvs  $E > 0$ .
- Punkt 6&7: Vid  $M > A$  kontexten, om man skall ange att  $B > 0$  gäller som regel, måste det medföra reduktioner i A. En situation där  $M > A$  och  $B = 0$  verkar uteslutet.
- Punkt 8&9: Dessa två punkter passar in i CBAs ramverk. Om  $M > A$  då kan reduktioner i A "bokföras" som en kostnad. Detta sätts sedan i relation med föroreningens "nytta" d.v.s. de produkter som tillverkas i processen. Detta antagande utgör dock inget garanti när det gäller externa effekter i ett dynamisk ekologisk sammanhang.

Nackdelen med CBA metoden framgår tydligast vid närmare undersökning av punkt 4 och 5. Det verkliga problemet med föroreningar, t ex kadmium där  $A = 0$  och  $B > 0$  uppstår ty några

av dessa ämnen kan ej brytas ned vilket innebär att mängden kan öka relativt lätt men ej minska. Ytterligare begränsning är att CBA inte belyser en viktig aspekt av externa effekter, nämligen påverkan av ett optimum i ett stabilt ekologisk system. Om ekologisk stabilitet skulle definieras enligt en begränsad form av  $M > A$ , skulle problemet med de dynamiska externa effekter undvikas. Emellertid, sedan dessa begränsningar oftast dominerar lösningarna kan meningarna med CBA beräkningarna ifrågasättas, ty  $M = A$  förekommer ej (Pierce D 1999) Andra viktiga begränsningar inom CBA analysen är att metoden inte tar hänsyn till rättvis fördelning av naturresurser, kostnader och intäkter generationer mellan beroende på att CBA är först och främst ett verktyg som mäter ekonomisk effektivitet. För det andra, endast CBA räcker inte som beslutsunderlag för att avgöra om investeringar är samhällsekonomiskt försvarbara eller ej. CBA kan inte heller användas för att värdesätta de investeringar som genererar externa effekter inom social och eller miljösektorn. Många miljöekonomer anser att det finns andra noggrannare metoder att tillgå, exempelvis *MADM – multiple attribute decision making*. Metoden underlättar för ”vanligt” folk att känna sig delaktiga, möjliggör även projektjämförelser baserade på finansiärers synvinkel och är väl anpassad för samarbete. CBA däremot, kan sägas vara hierarkisk uppbyggd vilket karaktäriserar en alldeles omfattande och oftast svårbegriplig planering av naturresurser. (Tony P 1998) Medan de flesta CBA resultaten har monetära värderingar som huvudmål kan detta ses som en svaghet ty alla miljöpåverkan kan ej prissättas. Exempel på aktuella miljöområden där CBA används med mer eller mindre framgång är:

1. Luftförorening
2. Vattenförsörjning
3. Påverkan av vattenkvalité
4. Olycksrisker
5. GMO (genetisk modifierade organismer)
6. Biologisk mångfald och naturskydd
7. Fast avfall
8. Farlig avfall
9. Globala miljöpåverkan

Vid punkt ett och tre används CBA för att arbeta fram en kontrollpolicy. Vid punkt två, kan till exempel två vattenkällor rangordnas enligt den kostnad respektive nytta som exploatering av dessa ger. Biologisk mångfald är ett begrepp som i sig gör det svårt att värdesätta de olika tjänster som naturen ger vilket innebär att man bör undvika CBA-baserade analyser i sådana sammanhang. Olycksrisker faller också inom samma område ty det är svårt att med hjälp av CBA prissätta en katastrof. Vid globala miljöpåverkan används CBA men är dock kontroversiell på grund av rådande osäkerhet och rättvise problem. De flesta av dessa nackdelar försvinner dock om man begagnar sig av EIA . (Pierce D 1999)

### **Effekter på miljö av ekonomisk tillväxt**

Belastningen på atmosfären och ekosystemen som vi ser i dagens läge är följden av de årtiondens ekonomiska tillväxt, teknik och politiska prioriteringar. Trots att tekniken har förbättrats avsevärt, de specifika utsläppen avtagit och viljan att betala för en bättre miljövård ökat har perioden sedan andra världskriget medfört en kraftigt ökad belastning på ekosystemen.

Om den framtida ekonomiska tillväxten skall vara miljömässigt acceptabel måste utsläppen minska i mycket snabbare takt än det gör idag, vilket inte är tekniskt och ekonomiskt omöjligt

så länge vi talar om ämnen som kväve och fosfor till våra vattendrag samt tungmetaller, kväveoxider, flyktiga kolväten och svavel till luft. Kostnaderna för att undanröja dessa miljöhot har i flera studier uppskattas till ca 16000 kr per person och år. Detta kan genomföras med en tillkommande miljövårdssatsning på mindre än 1,5 procent BNP. Om målsättningen med läckaget av giftiga metaller och stabila organiska ämnen till biosfären ska kunnas begränsas blir kostnaderna troligen högre.

Den målsättningen kan bara uppnås genom substitution med mindre farliga och långlivade material samt möjligen en mycket avancerad återvinning av material som redan finns i teknosfären. Även kostnaderna för minskad användning av fossila bränslen måste räknas i, dessa kan uppskattas till 1-1,5 procent av BNP. Antagandet bygger givetvis på att genomsnittskostnaden kan troligen öka med 50 procent då kärnkraften och merparten av dagens användning av fossila bränslen ska ersättas av förbättrad hushållning och förnybara energikällor.

Den redan existerande miljövården anses i de mest utvecklade industriländerna kosta upp till 2 procent av BNP. För att klara alla miljökrav behövs ytterligare 3-5 procent i anspråk. Att lägga mer än 5 procent av BNP på miljövård kan tyckas mycket men vinsten av en sådan politik blir även mätt med konventionella mått mycket stor. Redan för några år sen har Lutz Wicke, ekonomichef vid det tyska miljöministeriet, gjort beräkningar där han hade fått samma summa utan att räkna med framtida skador av vår påverkan på klimatet och inte heller förlusten av biologisk mångfald.(Kågeson P.1993)

## Miljöpolitiska mål

De övergripande politiska miljömål vilka strävar att rädda naturen och människans hälsa kan kort sammanfattas:

1. att skydda människors hälsa
2. att bevara den biologiska mångfalden
3. att främja en långsiktig hushållning med naturen
4. att värna natur- och kulturlandskapen

Målen anger huvudriktning och inte detaljerade uppgifter för miljöpolitiken. De är mycket allmänt hållna och inte mätbara i siffror. Inga huvudriktningar anges om hur man ska bära sig åt för att följa upp och kontrollera att så sker. För att de ska få någon praktisk mening måste de kompletteras med mätbara mål för hur miljön ska se ut i olika avseenden, så kallade *mätbara miljö kvalitetsmål*, och med bedömningar av vad som är socialt, ekonomiskt och politiskt möjligt och önskvärt.

Mätbara miljömål är tidsbestämda, kvantifierbara och uppföljningsbara. De utger vad som anses vara en acceptabel och tolerabel påverkan på miljön. Ibland uttrycks de i termer som *kritisk halt* eller med andra ord den halt av föroreningar över vilken skadliga effekter kan uppstå eller *kritisk belastning* vilket är tröskelvärdet för exponering av ett ämne under vilket det inte uppstår skadliga effekter samt *belastningsmål* dvs. den exponering som högst kan accepteras om de övergripande miljömålen ska uppnås.

Eftersom miljömålen inte kan genomföras i ett vakuum måste de ses i ett samhälleligt sammanhang för att bli realistiska. De måste först kompletteras med åtgärds mål som sätts av politiska organ eller myndigheter för att kunna relatera de miljömätbara miljö kvalitetsmålen till praktisk miljövård.

Miljömål uttrycker det ekologiskt önskvärda, åtgärds målen däremot innehåller dessutom vad som är samhälligt önskvärt.(Wanden S. 1997 )

## Målkonflikter

En målkonflikt uppstår när två olika mål är oförenliga och det ena målet kan bara uppnås på bekostnad av det andra.

Det behöver inte alltid uppstå en målkonflikt mellan miljöpolitiska mål, när det gäller exempelvis lagen om kemiska produkter, kan en farlig kemikalie bytas mot en annan som är helt ofarlig. I vissa fall kan målen samverka till exempel att sluta kretsloppen i en fabriksproduktion så att avfallsprodukter kan återanvändas och återvinnas. Detta kan leda till billigare produktion och bättre miljö. Det finns exempel där två olika mål kan vara förenliga, den så kallade *dubbla vinsten* som kan resultera av en skatteväxling med högre miljöskatter och lägre skatter på arbete: i bästa fall kan både skadlig inverkan på miljö minska samtidigt som arbetslösheten minskar.

Begreppet målkonflikt kan tolkas på två olika sätt:

Den första tolkningen är *den traditionella* som innebär att det finns en handlingssituation med två eller flera alternativ där för- och nackdelar vägs mot varandra. En målkonflikt vid användningen av ett styrmedel kan definieras som den situationen att första derivatorna av preferensfunktionen – som alltså innehåller målvariablerna - med avseende på styrmedlet har olika tecken. Saken kan också uttryckas så att målkonflikter uppstår när olika åtgärder påverkar varandras marginalkostnader och/eller marginalnytta så att dessa inte längre är lika – i ett samhälligt optimalt tillstånd är marginalkostnader och marginalnyttor av samtliga åtgärder lika.

*Interna målkonflikter* uppstår då ett styrmedel leder till en konflikt mellan olika miljömål, exempelvis skatten på bekämpningsmedel som minskar användningen av dessa medel men ökar utsläppen från fossila bränslen.

*Externa målkonflikter* uppstår om ett styrmedel orsakar en konflikt mellan ett miljömål och något annat mål, exempelvis höga skatter på transporter som leder till färre miljöfarliga utsläpp men däremot minskar den ekonomiska tillväxten vilket leder till lägre sysselsättning.

Skillnaden mellan interna och externa miljökonflikter kan beskrivas på följande sätt: De interna målkonflikterna kan ha negativ påverkan då en verksamhet av miljöskäl vill minska sin verksamhet men resultatet blir att någon annan verksamhet i stället ökar i omfång för att kompensera för minskningen. Om detta sker leder det till en målkonflikt: Man har tvingats öka miljöskadorna när man agerat för att minska dem.

De externa miljökonflikter kan det bli tvärtom, den av miljöskäl minskade verksamheten drar med sig minskningar av andra verksamheter och därmed en målkonflikt – om dessa senare verksamheter är önskvärda ( minskade investeringar och transporter kan leda till lägre industriell aktivitet och därmed till lägre sysselsättning ).

Den andra tolkningen av målkonflikter är *procedurellt*, dessa miljökonflikter uppstår när man genomfört det handlingsprogram man beslutat sig för och inte vid val mellan alternativ. Målkonflikten innebär då att själva tillämpandet av styrmedlet kan strida mot hur man vill att miljöpolitiken ska genomföras. Exempelvis kan en stark centralstyrning av begränsning av koldioxidutsläpp stå i motstrid till önskan att stimulera lokalt engagemang och lokala initiativ. (Wanden S. 1997)

## Tre slags miljökonflikter

Man kan skilja mellan tre slags miljökonflikter:

1. *Oäkta miljökonflikter* – vilka beror på ett dåligt utformning av styrsystem eller slarvig formulerade mål, vilket egentligen är bara ett uttryck för dålig effektivitet och inte konflikter.
2. *Tekniskt lösbara målkonflikter* – är lätta att lösa genom tillämpning av bättre teknik, exempelvis: bättre produktionsteknik, mer miljövänliga varor eller energisnålare transportteknik.
3. *Äkta målkonflikter* – som man inte kan komma ifrån och som oundvikligen leder till avvägningar mellan olika mål.

Det är oftast svårt att uppfatta vilken konflikt man befinner sig i. Tidsperspektivet spelar en viktig roll för hur målkonflikter uppfattas.

En enkel figur som visar traditionella målkonflikter:

	<i>Oäkta konflikter</i>	<i>Tekniskt lösbara konflikter</i>	<i>Äkta konflikter</i>
<i>Interna konflikter</i>	Ineffektiv miljövard	Miljötekniska ineffektiviteter	Konflikter mellan Olika miljömål
<i>Externa konflikter</i>	Ineffektiv förvaltning	Tekniska ineffektiviteter	Konflikter mellan miljömål och andra mål

Fig. 2: Olika slags målkonflikter och deras orsaker. (Wanden S. 1997)

Oäkta konflikter beror definitionsmsigt på ineffektivitet: vid interna konflikter inom miljövarderna och vid externa konflikter i förvaltningen.

Tekniskt lösbara konflikter kan lösas med bättre teknik eller med bättre utnyttjande av befintlig teknik. Äkta konflikter kan vara mycket svåra att hantera.(Wanden S. 1997 )

## Exempel på olika slags miljökonflikter

Det kan finnas många svårigheter med att uppfylla ett vist mål. Oftast måste ett val mellan målen göras och då missgynnas det andra målet. Att använda miljöpolitiska styrmedel på ett ineffektivt sätt så att målkonflikter kan reduceras eller elimineras kan vara svårt i praktiken. För att uppnå ett bra resultat krävs mycket planering och det ligger mycket arbete bakom varje lösning. Nedan ska ges några målexempel och konflikter som kan förekomma i samband med dem.

### Interna målkonflikter

Interna målkonflikter kan delas i tre grupper:

- a) kan vara oäkta och bero på ineffektiv miljöpolitik
- b) kan vara äkta / oäkta men kan lösas med bättre teknik
- c) kan vara äkta och framtvunga avvägningar mellan olika miljömål

a) *Ineffektiv miljöpolitik* – situationer där man skulle kunna nå längre inom miljövården genom att använda befintliga styrmedel på ett bättre sätt.

Ett exempel på ineffektiv miljöpolitik är energiskatten som gör dieseloljan billigare än bensin, medan fordonskatten är högre för dieseldrivna personbilar än för övriga fordon.

b) *Bättre teknik* - leder oftast till miljövänliga lösningar utan att större uppoffringar på ett annat område. Ett bra sätt att stimulera till ny teknik är regleringar såsom utsläpps begränsningar och ekonomiska styrmedel i form av högre skatter och avgifter. Ett exempel på bättre teknik är transportsektorn då ökade energipriser har lett till att nya energisparande metoder har tagits fram. Oftast är de nya metoderna både miljövänliga och ekonomiskt fördelaktiga. Välkända exempel är bränslesnåla motorer i arbetsfordon inom jord- och skogsbruket.

c) *Äkta interna målkonflikter* - tvingar fram avvägningar mellan olika miljömål. Det finns fyra sektorer där äkta interna målkonflikter är ganska vanliga.

Den första sektorn är skogsbruket då till exempel skogsvårdslagen vill fatta miljöpolitiskt motiverade beslut om skogsplanering. Mer skog minskar mängden koldioxid men kan samtidigt minska den biologiska mångfalden i kantzoner och gränsområden.

Den andra sektorn är jordbruket där till exempel ekonomiskt stöd till energigrödor kan bidra till minskad användning av fossila bränslen, den kan samtidigt orsaka minskning av den biologiska mångfalden.

Den tredje sektorn är transportsystemet där till exempel bättre teknik som är miljövänligare leda till att transportvolymerna ökar, vilket i sin tur kan skada miljön.

Den fjärde och sista sektorn där ekonomiska styrmedel är vanliga är avfallssystem. När avfallstaxor tas ut för att styra avfallsmängderna på ett ändamålsenligt sätt finns det de som missbrukar lagen vilket leder till illegal deponering och nedskräpning.

Producentansvar vilket har lett till ökad återvinning har samtidigt haft negativ verkan på transporter då de flesta hushåll kör sitt avfall var för sig till återvinningsstationer.

### Externa målkonflikter

a) *Ineffektiva styrmedel* – är svåra att hitta även externt.

Ett exempel på ineffektiva externa målkonflikter kan vara fastighetsbeskattning när det tas högre beskattning av bostäder där man investerat i energibesparande åtgärder. Sådana miljövänliga åtgärder visar sig vara oförmånliga.

b) *Tekniskt lösbara miljökonflikter* – exempelvis bättre fordon med bränslesnålare och lättare motorer och minskade utsläppen av kväve och koldioxid. Transporterna kan bli både billigare, vilket ökar välfärden i samhället och mer miljövänliga.

c) *Äkta målkonflikter* – där även externa målkonflikter är vanliga i de fyra sektorerna.

Inom skogsbruket kan uppsatta mängder i virkesproduktionsmålet strida mot målet om biologisk mångfald.

Inom jordbruket kan odlingen av energigrödor bli ekonomiskt olönsam. Genom högre beskattning av fossila bränslen skulle man kunna få bioenergin mer lönsam men samtidigt skulle den höga skatten fördyra användningen av arbetsmaskiner och transporter vilket skulle motverka lönsamheten inom jordbruket och näringslivet.

Inom transportsystemet kan externa målkonflikter gynna den materiella välfärden men skada miljön. Om transporterna görs dyrare med exempelvis miljöskatter på trafikens utsläpp kan det orsaka besvär för näringslivet och påverka sysselsättningen.

Inom avfallssystemet betyder ökad ekonomiskt välfärd också ökade avfallsmängder vilket leder till konflikter.(Wanden S. 1997 )

### **Mål i miljöpolitisk styrning**

Osäkerheten om viktiga samband gör att de miljöpolitiska målen i allmänhet är temporära i väntan på att ny kunskap ska komma fram. De miljöpolitiska målen anges ofta i fysiska och inte i ekonomiska termer, vilket kan orsaka talmningsproblem. Det räcker inte att besluta om att fram till år 2003 skall hållbar utveckling uppnås, det krävs tydliga siffror som anger tydliga mål.

På senare tid har Sveriges riksdag angivit ett antal preciserade mål för hur mycket de totala utsläppen av olika ämnen skall begränsas. De mest omtalade begränsningar är Svavelutsläppen med 80% och kväveutsläppen med 50% mellan sekelskiftet, eliminering av CFC fram till sekelskiftet samt minskning av koldioxid. För att nå dessa mål använder stadsmakterna olika ekonomiska och administrativa miljöpolitiska styrmedel.

(Bergman L. 1997)

### **Miljöpolitikens förutsättningar**

Miljöpolitik handlar om makt och kontroller. Den enskilda kan på olika sätt påverka och utöva kontroll över spelregler och därmed andra aktörers beteende.(Söderbaum P. 1993)



Fig.3: Den privata och offentliga kontrollen kompletterar varandra. (Söderbaum P. 1993)

## Diskussion

Dagens samhälle värdesätter allt mer de tjänster som naturen erbjuder. Dessa uttrycks i monetära termer som med hjälp av olika tekniker går att räkna fram. Dessa i sin tur baseras på förenklade modeller som försöker återge hur ett samhälle agerar i ett visst läge. En av de största nackdelarna torde vara att modellerna återger ett linjärt samband mellan exempelvis kostnad och nytta. CBA analysen utgör en del av det beslutsunderlag som ska till inför ett samhällsprojekt och som presenteras med hjälp av två raka linjer av formen  $y = kx + m$  respektive  $y = -kx + m$ . Att bestämma skärningspunkten i det här fallet är relativt enkelt och som därmed ger även Paretooptimalet. Problemet är att den verklighet som kostnad nytta analysen försöker illustrera är allt annat än linjär. Ekonomernas linjära modeller byggda enligt *ceteris paribus* – allt annat lika – antagande, förenklar analysen men samtidigt utgör en mycket grov förenkling av verkligheten. Sambanden mellan exempelvis externa effekter, samhälle och betalningsvilja är oerhört komplexa. Alla dessa utgör variabler som kan ändras till synes oberoende av varandra med följd att slutresultatet kommer att avvika av den som modellen ger. Betalningsviljan härleds oftast från inkomst och baseras på intervjuer gjorda med CV metoden. Nackdelen ligger i att erhållna svar oftast är vinklade eller strategiska där individen anger en högre betalningsvilja än han eller hon i själva verket är beredd för.

Miljökonflikter uppstår alltid. Genom bra planering, engagemang och medvetenhet om miljöpolitikens svårigheter kan man minimera dessa problem.

Miljödebatten kan innehålla mycket romantiskt och utopiskt önsketänkande vilket minskar beredskapen och förmågan att ta itu med de svåra problem som finns i miljöpolitiken. Olika mål måste alltid avvägas mot varandra och valet av miljömål kan avspegla vår livstil. Därför är resultatet av processer, förhandlingar och kompromisser, inte bara av vetenskapliga utredningar. Ett minskning av svavelutsläppen kan förutom fördelar, vilket bl a är långsam minskning av försurningen också innebära påfrestningar på industri och sysselsättning genom svavelavgift. Tyvärr är det så att man tittar kortsiktigt på varje miljöproblem oftast med ett valperiod i riksdagen. Ekologin har längre livslängd än människor har. Därför borde vi lära oss av våra misstag och planera mer långsiktigt och ta hänsyn till kommande generationer som också måste ha chans att uppleva ett ostörd miljö. Det är riksdagen som bestämmer miljöpolitik men bakom varje beslut ligger flera aktörer och inte minst de enskilda individers insatser.

## Källförteckning

### Litteratur:

- Bergman L: *Marknad och politik*. SNS Förlag Kristianstad 1993.  
Brännlund R, Kriström B: *Miljöekonomi*. Studentlitteratur Lund 1998.  
Field Barry C: *Environmental economics an introduction*. Singapore 1997.  
Kågeson P: Naturskyddsföreningen Förlag Stockholm 1993.  
Pearce D: *Economics and environment*. Biddles Ltd GB 1999.  
Söderbaum P: *Ekologisk ekonomi i ny belysning*. Studentlitteratur Lund 1993.  
Wanden S: *Målkonflikter och styrmedel-ett centralt miljöstrategiskt problem*.  
Naturvårdsverket Stockholm 1997.

### Artiklar:

- Prato T: *Multiple attribute decision analysis for ecosystem management*. Univesity of  
Missourri, Columbia, USA 1998.  
Brouwer R: *Environmental value transfer: state of the art and future prospects*. University of  
East Anglia, Norwich UK 1999.

### Internet:

<http://www.detr.gov.uk> (UK Department of the Environment 2000-12-10, kl 21:36)

