

Samhällsekonomiska analysers roll i miljömålsarbetet

Samhällsekonomiska analysers roll i miljömålsarbetet

Henrik Scharin

Anthesis

2018-12-19

Rapport 2018:12

www.anthesis.se

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	4
1 INTRODUKTION	6
1.1 Analysramverk och avgränsningar	8
1.2 Upplägg	12
2 MILJÖPOLITIKENS UTMANINGAR	13
2.1 Osäkerheter och risker	13
2.2 Målkonflikter	20
2.3 Nationell rådighet	22
2.4 Vertikal och horisontell integration	23
2.5 Miljöpolitikens trovärdighet och acceptans	26
2.6 Sammanfattning utmaningar	29
3 SAMHÄLLSEKONOMISKA ANALYSER	30
3.1 Konceptuell analys	34
3.2 Kostnads-nyttoanalys	39
3.3 Kostnadseffektivitetsanalys för åtgärder	43
3.4 Ex-ante /ex-post analyser av styrmedel	46
3.5 Sammanfattning	51
4 STYRMEDEL INOM MILJÖPOLITIKEN	53
4.1 Hur väl fungerar olika styrmedel med avseende på utmaningarna	54
4.2 Sammanfattning styrmedel	57
5 FÖRVALTNINGSSYSTEMETS MISSLYCKANDEN	59
5.1 Målkonflikter, målformuleringar, efterlevnad	59
5.2 Utförande och användande av samhällsekonomiska analyser	61
6 SLUTSATSER OCH DISKUSSION	63
6.1 Slutsatser	63
6.2 Diskussion	66
REFERENSER	67
APPENDIX A. MARKNADSMISSLYCKANDEN	74
APPENDIX B. EXEMPEL PÅ MILJÖPOLITIKENS KOSTNADER	77
APPENDIX C. STYRMEDELSKATEGORIER	81

Sammanfattning

Den här rapporten redovisar resultaten av ett uppdrag för Naturvårdsverket som bestod i att ta fram underlag för arbetet med den Fördjupade Utvärdering 2019 (FU 19) rörande de samhällsekonomiska analysernas roll i miljömålsarbetet. Uppdraget har genomförts under maj-november 2018 av Anthesis Enveco AB i nära samarbete med den miljöekonomiska enheten på Naturvårdsverket och då i synnerhet Karl-Anders Stigzelius och Johanna Farelus. Vid Anthesis Enveco har Henrik Scharin genomfört uppdraget. Synpunkter från Naturvårdsverket under arbetet har i största möjliga mån beaktats i rapporten.

Rapporten innehåller följande huvuddelar och -resultat:

- En introduktion till uppdragets bakgrund, syfte, metod och begränsningar (avsnitt 1). Att förstå varför miljöpolitiken inte förmår uppnå målet samt vilken roll samhällsekonomiska analyser kan vara behjälpliga i detta utgör syftet för rapporten.
- Vilka utmaningar som miljöpolitiken måste ta hänsyn till i sitt miljömålsarbete beskrivs i avsnitt 2. Här ges en beskrivning av följande 5 olika utmaningar; osäkerheter och risker, målkonflikter, nationell rådighet, vertikal och horisontell integration av miljöpolitiken samt miljöpolitikens acceptans och trovärdighet. Samtliga dessa utmaningar påverkar på olika sätt möjligheterna att uppnå de nationella miljö kvalitetsmålen.
- En beskrivning av vilken roll samhällsekonomiska analyser spelar för miljöpolitiken och dess utmaningar (avsnitt 3). Här belyses vilka frågor som kan besvaras av olika typer av samhällsekonomiska analyser och i vilken grad dessa analyser kan hantera de ovan beskrivna utmaningarna. Rapporten finner att samhällsekonomiska analyser bidrar med ett strukturerat och transparent beslutsunderlag som förmår adressera och i viss mån även hantera de olika utmaningarna.
- Hur de olika utmaningar som beskrivits kan påverka valet av styrmedel diskuteras i avsnitt 4. Rapporten finner att närvaron av de olika utmaningarna kan ge vägledning vad gäller beslut om vilken typ samt utformning av styrmedel som bör tillämpas i syfte att uppnå de olika miljömålen. I närvaron av olika utmaningar är det av stor vikt att miljöpolitiken är adaptiv och flexibel vad gäller val samt förändringar av styrmedel.

- I vissa fall beror miljöpolitikens svårigheter att nå de uppsatta miljömålen kanske huvudsakligen på själva förvaltningssystemets utformning och arbetsprocesser snarare än närvaron av de beskrivna utmaningarna. I avsnitt 5 beskrivs möjliga brister inom förvaltningssystemet som kan påverka möjligheterna att uppnå miljökvalitetsmålen. Brister i förvaltningssystemet som rapporten lyfter är dess oförmåga att hantera målkonflikter, vaga målformuleringar samt bristande efterlevnad. Dessutom diskuteras hur avsaknaden av olika samhällsekonomiska analyser i beslutsunderlag kan påverka miljöpolitiken negativt.
- I avslutande slutsatser och diskussion (avsnitt 6) lyfts ett par vitala slutsatser fram samt rekommendationer för framtida arbete.
 - Miljöpolitiken har att hantera olika utmaningar vilka kan kopplas såväl till det system som ska förvaltas som till förvaltningssystemet och att de samhällsekonomiska analyserna kan vara behjälpliga i detta arbete.
 - Miljöpolitikens komplexitet kräver att flertalet olika vetenskapsdiscipliner samverkar, men i utformningen av styrmedel är de beteendevetenskapliga disciplinerna av avgörande betydelse.
 - Det vore önskvärt att inom miljömålsarbetet inleda en bedömning av i vilken grad de olika utmaningarna kan förklara svårigheter att nå miljömålen. Denna rapport kan användas som utgångspunkt för ett sådant arbete.

1 Introduktion

Miljöpolitiken handlar om att förvalta den gemensamma miljön för nuvarande och kommande generationer genom att fastställa önskvärda miljö kvalitetsmål samt att på bästa möjliga sätt uppnå dessa genom implementeringen av åtgärder och styrmedel. Mål och medel ska kunna motiveras utifrån att de resurser som krävs för att uppnå målet uppvägs av den nytta som generas, det vill säga att nyttan av att nå målet överstiger kostnaderna. Dessutom bör resurserna användas på ett sådant sätt att de genererar största möjliga miljönytta. Det är även viktigt att miljöpolitiken tar hänsyn till de fördelningseffekter som en uppfyllelse av miljömålen genom åtgärder och styrmedel innebär. Miljöpolitiken konfronteras dock av en rad olika utmaningar vilka försvårar möjligheterna att möta kraven ovan. Dessa utmaningar måste på olika sätt hanteras för att åstadkomma att miljöpolitik ska kunna nå miljö kvalitetsmålen till lägsta möjliga kostnad.

Sverige bedriver vad många anser vara en ambitiös miljöpolitik, och den övergripande målsättningen slås fast redan i regeringsformen: "Det allmänna ska främja en hållbar utveckling som leder till en god miljö för nuvarande och kommande generationer" (RF 1 kap 2§).

Den svenska miljöpolitiska ambitionen tar sig mer konkret uttryck i de 16 av Riksdagen beslutade miljömålen, samt åtgärder och styrmedel riktade mot dessa. Åtgärder är de konkreta åtgärder/beteendeförändringar som leder till en förbättring av miljön (t.ex. trädplantering, dammanläggningar). Åtgärder utgör därmed faktiska förändringar som leder till en påverkan på målet.¹ Styrmedel är de verktyg (t.ex. skatter, regleringar, information, FoU) som staten använder för att skapa incitament till åtgärder. Staten kan i vissa fall själv genomföra åtgärder i syfte att förbättra miljön, utan något behov av styrmedel. Ett annat mål som har stor betydelse för utformning av miljöpolitiken är det så kallade Generationsmålet. Riksdagens definition av generationsmålet lyder "Det övergripande målet för miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser."

Samhället består av ett stort antal aktörer, alla med sina egna förutsättningar och intressen. Dessa återspeglas i de miljöntals beslut som företag och hushåll fattar när de

¹ I andra sammanhang, än denna rapport, kan åtgärd ha en bredare definition och inkludera saker såsom beslut om ändringar i styrmedel, tillsättning av utredningar, m.m.

interagerar med varandra. Trots att många värderar miljön högt misslyckas en oreglerad marknad, av olika skäl, som regel med att fördela resurser så att den gemensamma miljön förvaltas på ett sätt som gynnar samhället i stort. En förklaring till varför miljöpolitiken behövs är därför just förekomsten av sådana inneboende strukturella problem i ekonomin, så kallade marknadsmisslyckanden.

Eftersom det är marknadsmisslyckanden som ligger till grund för olika miljöproblem kan miljömålen ses som effektivitetsmål i det att nyttan av att uppnå dessa bedöms överväga kostnaden. Effektivitetsmål har som syfte att effektivisera resursanvändningen i samhället medan syftet med fördelningspolitiska mål är att omfördela samhällets resurser på ett sådant sätt som överensstämmer med den politiska viljan. Miljöpolitiken kan, som sagt, motiveras utifrån effektivitetsskäl även om många fördelningspolitiska mål och medel kan påverka den indirekt. På motsvarande sätt kan delar av den bedrivna miljöpolitiken påverka fördelningspolitiken.² Detta samband kan innebära en utmaning för miljöpolitiken i och med att det förekommer målkonflikter (vilka adresseras i avsnitt 2.2) mellan effektivitetsmål och fördelningspolitiska mål i förvaltningssystemet.

Hur miljöpolitiken bör utformas är en normativ fråga, men det kan ofta vara svårt att i praktiken bedöma vilka etiska grunder som ska styra besluten. De samhällsekonomiska analysernas styrka ligger i att de bidrar med en tydlig normativ teoretisk grund (vilken till viss del beskrivs i avsnitt 3) för att kunna diskutera och utforma miljöpolitiken.³ Genom samhällsekonomiska analyser är det t.ex. möjligt att beskriva konsekvenserna av olika miljöpolitiska beslut (t.ex. deras nyttor och kostnader) vilket möjliggör en belysning av olika avvägningar (t.ex. mellan effektivitet och fördelningsaspekter) inom miljöpolitiken (Söderholm, 2012).

Trots att riskdagen redan 1999 beslutade om de svenska miljömålen är det få av dem (3 st) för vilka utvecklingen bedöms vara positiv. För en stor andel av miljömålen (9 st) går det inte att se en tydlig riktning i utveckling och för ett flertal (5 st) bedöms utvecklingen vara negativ. Endast miljömålet Skyddande ozonskikt bedöms kunna uppnås till 2020 med idag beslutade styrmedel och med åtgärder genomförda före 2020. Miljömålet Säker strålmiljö bedöms vara nära att nås. De övriga 14 miljömålen bedöms inte vara

² Exempelvis gynnar subventioner av fordon med låga eller inga utsläpp huvudsakligen de högre inkomstgrupperna som har råd med nybilsköp samt nybilsförsäljarna.

³ I denna rapport används uttrycket samhällsekonomi, men begreppet nationalekonomi skulle fungera lika bra.

möjliga att nås till 2020 med i dag beslutade eller planerade styrmedel.

(Naturvårdsverket, 2018)⁴

Vad är då anledning till miljöpolitikens begränsade effekt på miljömålen? Enligt denna rapport kan det till viss del bero på ett antal olika utmaningar som miljöpolitiken behöver ta hänsyn till, men även på grund av att miljöpolitiska beslut fattas, om t.ex. åtgärder styrmedel, utan att ta fram beslutsunderlag i form av samhällsekonomiska analyser eller att ingen hänsyn till befintliga analyser. Syfte med denna rapport är att beskriva hur samhällsekonomiska analyser kan bidra till att förbättra miljöpolitiken genom att adressera och hantera dessa olika utmaningar.

1.1 Analysramverk och avgränsningar

Detta avsnitt beskriver det ramverk för analys inom vilket rapporten redovisar sina diskussioner kring miljöpolitiken och styrmedel. Även vilka avgränsningar som görs i rapporten beskrivs.

Miljöpolitiken kan ses som ett förhållande mellan två system: ett system att förvalta och ett förvaltningssystem (Jentoft, 2007).⁵ Systemet som ska förvaltas består av ett visst ekosystem (skog, hav, sjö, fjäll) och dess resurser, samt de drivkrafter, aktiviteter och belastningsfaktorer vilka är av betydelse för ekosystemets tillstånd och hur detta tillstånd påverkar människors välbefinnande. Förvaltningssystemet består huvudsakligen av institutioner, mål, styrmedel samt statens egna åtgärder vilka syftar till att bevara eller förbättra ekosystemets tillstånd. Såväl förvaltningssystemet i sig som det miljösystem som det avser hantera kännetecknas av en hög grad av komplexitet (se t.ex. Boyes & Elliott, 2014, 2015). Denna komplexitet kräver ett integrerat och flexibelt förvaltningssystem som förmår att harmonisera ett antal olika samhällsintressen. Genom att kategorisera denna komplexitet i ett antal olika utmaningar avser denna rapport att adressera komplexiteten utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv i syfte att få till stånd en samhällsekonomiskt effektiv miljöpolitik.

⁴ Dessa bedömningar av miljömålen utgår från det återkommande arbetet med fördjupade utvärderingar. Arbetet innebär att Naturvårdsverket vart fjärde år ska redovisa en fördjupad utvärdering av möjligheterna att nå miljö kvalitetsmålen och generationsmålet med: a) en analys av förutsättningarna att nå vart och ett av miljö kvalitetsmålen, och b) en målövergripande analys av utvecklingen mot generationsmålet och miljö kvalitetsmålen. (Naturvårdsverket, 2017)

⁵ Jentoft (2007) använder termerna "the governance", "system-to-be-governed" och "governing system" vilket i denna rapport översatts till "miljöpolitiken", "systemet som ska förvaltas" respektive "förvaltningssystemet".

Även om miljöproblemet främst kommer att analyseras utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv beskrivs flertalet aspekter som ligger utanför detta ämnesområde, men som kan (och bör) adresseras av den nationalekonomiska verktygslådan. Ligger förklaringen i ett ineffektivt förvaltningssystem eller beror det på problem/faktorer kopplade till det systemet som ska förvaltas? Följande 5 utmaningar för miljöpolitiken har i identifierats i rapporten; (i) osäkerheter och risker, (ii) målkonflikter, (iii) brist på nationell rådighet, (iv) vertikal och horisontell integration, (v) trovärdighet och acceptans. Dessa utmaningar är till stor del kopplade till systemet som ska förvaltas men kan även förekomma i förvaltningssystemet. Förutom dessa utmaningar kan det i vissa fall vara utformningen av själva förvaltningssystemet som skapar svårigheter att uppnå miljömålen. Rapporten kommer att fokusera på att diskutera hur de samhällsekonomiska analyserna samt styrmedel i förvaltningssystemet förhåller sig till de identifierade utmaningarna.⁶

För att skapa en helhetsbild över en viss miljöfråga kan olika typer av konceptuella modeller vara behjälpliga. Konceptuella modeller är grafiska representationer av orsak och effektsamband inom ett visst system, vilka tillför en förenklad översikt av komplexa processer (Fischenich, 2008).⁷ Det så kallade DAPSIR (Drivers, Activities, Pressures, State, Impact, Response) ramverket utgör ett exempel på en konceptuell modell som ofta används för att beskriva det system man avser analysera (OECD, 1993; EEA, 1995; Turner m.fl., 1998; Atkins m.fl., 2011; Cooper m.fl. 2012; Gregory m.fl., 2013; Wolanski & Elliott, 2015; Zhou m.fl., 2015; Scharin m.fl., 2016; Elliot m.fl., 2017). Detta ramverk, vilket illustreras i figur 1, delar upp systemet i sig utifrån drivkrafter, aktiviteter, belastningsfaktorer, tillstånd, påverkan. Dessutom inkluderar ramverket även själva förvaltningssystemet (i form av målformuleringar, institutioner och styrmedel). DAPSIR hänvisas i rapporten hädanefter som händelsekedjan.

Med drivkrafter avses de bakomliggande socio-ekonomiska och socio-kulturella krafterna (som t.ex. urbanisering, industrialisering, befolkningsökning, globalisering) vilka ger upphov till själva aktiviteterna. Med aktiviteter avses de ekonomiska aktiviteter som svarar mot dessa drivkrafter såsom till exempel industriell produktion, transporter,

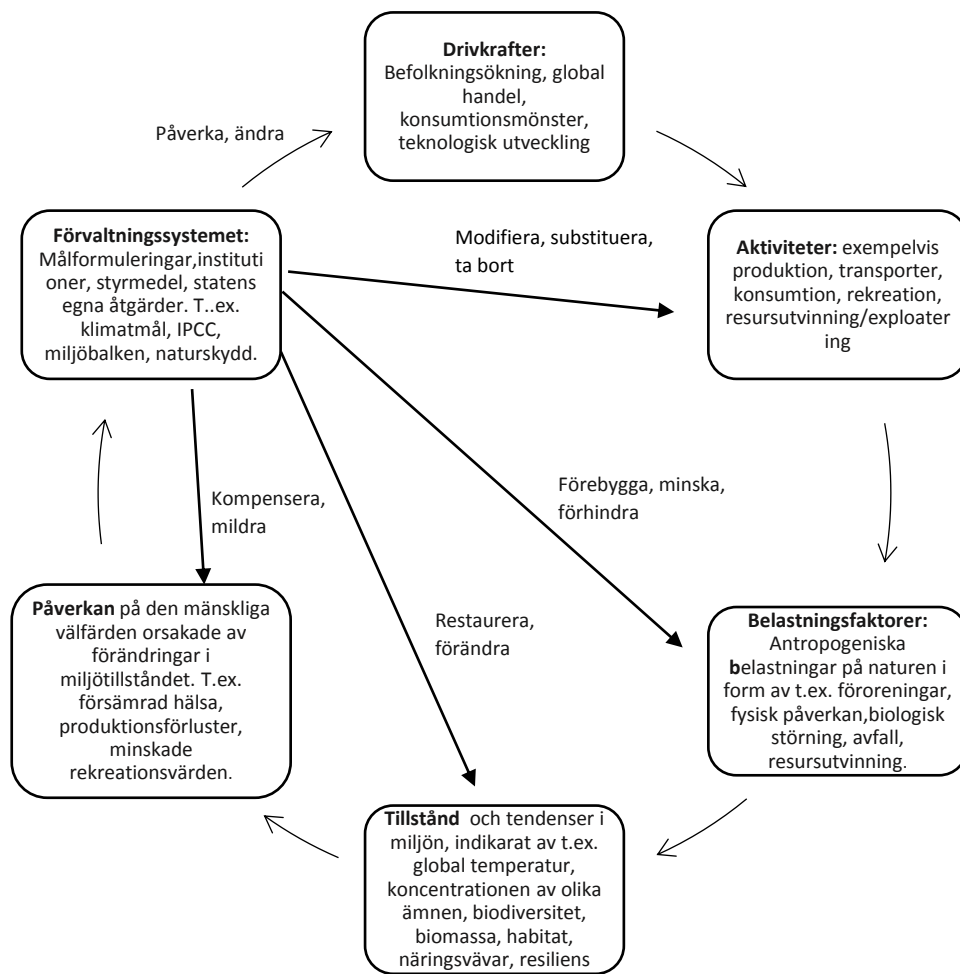
⁶ Flertalet av frågeställningarna i denna rapport adresseras även i andra rapporter som publicerats under året. Rapporten "Möjligheter och begränsningar med samhällsekonomiska analyser" av Vetenskapliga Rådet för hållbar utveckling (2018) samt VTI rapporten "Politiska krav och tjänstemäns roll för analys av och beslut om styrmedel: sammanfattande rapport" (Nerhagen m.fl., 2018) utgör sådana rapporter som kan ses som komplement till dessa och vilket denna rapport även refererar till.

⁷ Konceptuella modeller används oftast inom miljöforskning (Fischenich, 2008), bedömning (Margoluis et al., 2009), utbildning (DEHP, 2012) och kommunikation (Heemskerck m.fl., 2003) och kan utföras på många olika sätt.

konstruktion, energiproduktion, resursutvinning, jordbruk. Dessa aktiviteter kan i sin tur orsaka olika typer av belastningar på naturen såsom, föroreningar, fysisk påverkan, markförstöring. Dessa belastningsfaktorer försämrar i nästa steg själva miljötilståndet (eller dess tendenser) genom till exempel ökade koncentrationer/halter, minskad biodiversitet, habitatförluster, minskad biomassa. Försämringar av miljötilståndet kommer slutligen på olika sätt påverka den mänskliga välfärden negativt genom till exempel minskade resurser, försämrade rekreationsvärden, försämrad hälsa. För att skydda, bevara eller förbättra miljötilståndet kan som tidigare nämnts ett förvaltningssystem utvecklas vilket bland annat består av olika institutioner, nätverk, målformuleringar, styrmedel och i vissa fall statens egna åtgärder. Kärnan i förvaltningssystemet utgörs av styrmedel, vilka syftar att få till stånd åtgärder/beteendeförändringar i systemet som förvaltas. Styrmedel kan rikta sig mot olika delar av händelsekedjan vilket illustreras i Figur 1 av pilarna från förvaltningssystemet till de olika delarna i händelsekedjan beroende på var i händelsekedjan åtgärden/beteendeförändringen ska ske. Det blir därmed också tydligt att drivkrafter, aktiviteter, belastningsfaktorer, miljötilstånd och själva påverkan utgör systemet som ska förvaltas.

Miljöproblem låter sig beskrivas på flera olika sätt. Ur ett naturvetenskapligt perspektiv definieras de vanligtvis utifrån belastningsfaktorer, miljötilstånd och/eller påverkan på den mänskliga välfärden, medan samhällsvetenskapliga analyser av miljöproblem snarare tar sin utgångspunkt i drivkrafter och aktiviteter. En god förståelse för händelsekedjan bygger därför på kunskap från flera discipliner. Det bör understrykas att händelsekedjan ger oss en överblick över själva systemet men förklarar inte i grunden det bakomliggande problemet till försämringar av miljötilståndet, det vill säga varför beteenden (som i slutändan påverkar välfärden negativt) uppstår. Hur detta problem identifieras beskrivs i avsnitt 3.1.

Denna rapport handlar om hur samhällsekonomiska analyser kan bidra till att förbättra miljöpolitiken. Samhällsekonomiska analyser fordrar en förståelse för hela händelsekedjan men fokuserar ofta på beslut och interaktioner som sker i aktivitetsledet då det i regel är där *orsakerna* till ett miljöproblem står att finna. Det är också i regel där möjligheterna för staten att utforma en effektiv miljöpolitik är som godast. Men den samhällsekonomiska problemanalysen kan också identifiera omständigheter som gör att en effektiv politik istället kräver att staten fokuserar sina insatser mot miljötilstånds- eller påverkansledet i händelsekedjan.



Figur 1. DAPSIR-ramverket (Händelsekedjan).

Förutom att miljötillståndet beror på endogena belastningsfaktorer kan det i många fall även påverkas av exogena belastningsfaktorer. Kategoriseringen av endogena respektive exogena belastningsfaktorer är kopplat till miljöproblemets geografiska begränsningar. För de svenska miljömålen kännetecknas de endogena belastningsfaktorerna av att vi har nationell rådighet över dessa. De belastningsfaktorer som vi inte har rådighet (t.ex. atmosfärisk deposition av NOx från utsläpp av aktiviteter utanför våra gränser) kategoriseras som exogena utifrån ett nationellt perspektiv. Med andra ord är endogena belastningsfaktorer sådana som vi både påverkas av samt kan påverka medan exogena är sådana vi enbart påverkas av utan möjlighet att påverka. För miljöpolitik över vilken den nationella rådigheten är total existerar följaktligen inga exogena processer (t.ex. skogens biologiska mångfald). På motsvarande sätt existerar inga exogena belastningsfaktorer för global miljöpolitik (såsom exempelvis Montrealprotokollet). Men för nationell miljöpolitik som adresserar globala problem (t.ex.

klimatpåverkan, ozonskiktet) är belastningsfaktorerna i hög grad exogena. Miljöpolitik på lokal nivå fokuserar därför ofta på att anpassa sig till konsekvenserna av förändringar av exogena belastningsfaktorer (t.ex. lokala klimatanpassningsåtgärder) (Elliot, 2011).

Globaliseringen har lett till en ökning av de exogena belastningsfaktorerna samtidigt som råddigheten (och därmed handlingsutrymmet) till stor del inte förändrats i samma takt. Att bedriva en miljöpolitik enbart på nationella nivå har begränsade möjligheter att uppnå sådana miljömål som i hög grad påverkas av exogena belastningsfaktorer. Vikten av bilaterala och internationella överenskommelser för att uppnå miljömålen har därmed ökat på sistone, vilket adresseras i avsnitt 2.2.

För att förstå systemet som ska förvaltas krävs det i hög grad naturvetenskaplig kompetens, speciellt vad gäller att sammankoppla aktiviteter, belastningsfaktorer, effekterna på miljötillståndet samt påverkan på människor. Men även beteendevetenskap (såsom nationalekonomi) behövs för att exempelvis kunna kartlägga de socio-ekonomiska drivkrafter som ger upphov till aktiviteterna. Dessutom erbjuder nationalekonomin teorier och metoder för att värdera hur förändringar i miljötillståndet påverkar den mänskliga välfärden. Vad gäller förvaltningssystemets utformande blir den nationalekonomiska kompetensen (samt även juridisk och statsvetenskaplig kompetens) av ännu större vikt i arbetet med att ta fram förslag på styrmedel, mål och strategier. Sammanfattningsvis kräver miljöpolitikens komplexitet att flertalet olika vetenskapsdiscipliner samverkar.

1.2 Upplägg

De utmaningar som miljöpolitiken konfronteras med beskrivs i avsnitt 2 av denna rapport. I avsnitt 3 beskrivs hur dessa utmaningar kan adresseras i de samhällsekonomiska analyserna samt i vilken grad dessa analyser i sin tur kan ge vägledning för hur miljöpolitiken bör hantera dessa utmaningar. En genomgång av hur styrmedel inom miljöpolitiken lyckas hantera de olika miljöpolitiska utmaningarna ges i avsnitt 4. Avsnitt 5 diskuterar hur själva utformandet och genomförandet av förvaltningssystemet kan påverka möjligheterna att nå miljömålen. Slutligen görs en sammanfattning av de slutsatser som kan tas utifrån rapporten samt diskussion i avsnitt 6. Genomgående i rapporten kommer exempel ges utifrån olika typer av miljöproblem.

2 Miljöpolitikens utmaningar

Vilka utmaningar som miljöpolitiken måste ta hänsyn till beskrivs i detta avsnitt. Utmaningarna kan vara kopplade till såväl det system som ska förvaltas som till förvaltningssystemet. De kan därför förekomma i olika delar av den händelsekedja som illustreras i Figur 1. Detta innebär de kan ha direkt bäring på problemet som sådant, det vill säga de incitament samt beteenden (kopplade till drivkrafter och aktiviteter) som ger upphov till miljötillståndet. De kan i andra fall vara mer kopplade till själva symptomen (belastningsfaktorerna och miljötillståndet) och dess påverkan på den mänskliga välfärden. Dessutom kan de förekomma i det befintliga förvaltningssystemet. Oavsett vilket, så har utmaningarnas närvaro i olika delar av händelsekedjan betydelse för utformningen av styrmedlen.

Eftersom det är önskvärt med styrmedel som på bästa möjliga sätt hanterar dessa utmaningar är det av största vikt att inkludera dessa i det beslutsunderlag som tas fram i syfte att föreslå lämpliga styrmedel. Dessa utmaningar bör identifieras, men kan även i vissa fall hanteras, i de samhällsekonomiska analyserna (avsnitt 3). Att miljömål inte uppnås kan även bero på egenskaper i själva förvaltningssystemet, vilka beskrivs och diskuteras i avsnitt 5.

Vilka utmaningar som beror på olika typer av osäkerheter och risker diskuteras i avsnitt 2.1. Hur olika typer av målkonflikter kan påverka framgången av den bedrivna miljöpolitiken diskuteras i avsnitt 2.2. I avsnitt 2.3 behandlas graden av nationell rådighet över miljöproblemen. Utmaningen i att vertikalt och horisontellt integrera miljöpolitiken belyses i avsnitt 2.4. Vilken roll trovärdighet för miljöpolitik spelar diskuteras i avsnitt 2.5.

2.1 Osäkerheter och risker

Detta avsnitt beskriver olika typer av osäkerheter och risker vilka innebär utmaningar för miljöpolitiken. Osäkerheter och risker kan vara av olika slag samt kategoriseras i ett antal undergrupper (se nedan). Närvaron av dessa inom olika miljöområden ställer krav på att de adresseras och hanteras på ett korrekt sätt (vilket skiljer sig mellan olika kategorier) i beslutsunderlaget.

Dels rör det sig om befintliga osäkerheter (vilka kan kopplas till olika delar av händelsekedjan) men dels även om osäkerheter rörande framtiden (hur utvecklas t.ex. drivkrafterna bakom miljöproblemet?). Osäkerheter och risker kan förekomma i såväl systemet som ska förvaltas som i förvaltningssystemet. Osäkerheter i förvaltningssystemet kan röra sådana saker som effekter av styrmedel, konsekvenser för aktörer, efterlevnad, indirekta ekonomiska konsekvenser.

Kunskapsläget för de olika delarna i händelsekedjan samt hur dessa länkar till varandra kännetecknas av olika typer av osäkerheter. Oftast brukar dessa delas in i följande tre kategorierna:

- Naturvetenskaplig (biologisk, kemisk eller fysisk) osäkerhet: till exempel vad gäller kopplingen mellan en viss belastningsfaktor och dess effekter på miljötillståndet (t.ex. hur miljötillståndet påverkas av invasiva arter).
- Ekonomisk osäkerhet: till exempel, vad gäller den samhällsekonomiska kostnaden av att minska belastningen från en viss aktivitet med hjälp av en viss åtgärd. Detta kan ofta handla om osäkerhet om hur allvarliga de identifierade marknadsmisslyckanden (se appendix A) är eller kostnaden för att minska dessa (t.ex. kostnaden av rena NO_x-utsläppen från sjöfart).
- Teknologisk osäkerhet: till exempel vad gäller effekten av en viss teknologisk lösning som avser förbättra miljötillståndet givet en viss belastning (t.ex. syresättning av havsbottnar i syfte att minska övergödningens effekter).

Osäkerheter i systemet som ska förvaltas kan förekomma vad gäller såväl det som orsakar miljötillståndet liksom för utfallet. För t.ex. klimatmålet råder det inte någon större osäkerhet om vad som orsakar klimatförändringarna medan det råder viss osäkerhet vad gäller effekterna samt hur dessa påverkar människan. För övergödningens problematiken råder liten osäkerhet rörande konsekvenserna (algbloomning, syrefriabottnar m.m.) med det råder viss osäkerhet rörande orsakerna (kväve eller fosforbelastning, extern- eller internbelastning, klimatförändringar, näringssammansättning). Vissa av de osäkerheter som är specifika för förvaltningssystemet diskuteras i avsnitt 5.

Kategorier av osäkerhet

Inom vetenskaplig beslutsteori skiljer man ibland på risk och djup osäkerhet (Knight 1921).⁸ Risk tillämpas på de situationer där man känner till vilka de möjliga utfallen är och för vilka sannolikheten att de inträffar är känd. Risken för oljespill utgör ett tydligt exempel på detta eftersom det utifrån aktiviteten sjöfart kan gå att sätta om sannolikheten för att de sker samt att man är väl medveten om vad sådana spill innebär för miljötillståndet. Vid vanlig osäkerhet är sannolikheterna okända. För såväl risk som vanlig osäkerhet finns det dock kunskap om de möjliga utfallen, något som man kan ta fasta på när man tar fram kunskapsunderlag till beslutsfattare. Djup osäkerhet fångar de fall för vilka varken utfallet eller sannolikheten är känd. Ett exempel

⁸ Rapporten "Möjligheter och begränsningar med samhällsekonomiska analyser" (Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling) utgår från Knight's (1921) distinktion mellan risk och djup osäkerhet.

kan vara sannolikheten och utfallet av invasiva arter i ett visst ekosystem. Risk kan i princip kvantifieras/mätas utifrån förväntade värden medan detta inte är möjligt för djup osäkerhet (Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling, 2018).

Renn m.fl. (2011) är dock kritiska till Knight's (1921) riskuppdelning eftersom den utgår från att risk kan analyseras genom ett enkelt orsak-effekt samband. De anser att många risker inte är så enkla att de kan hanteras som en funktion av sannolikheter och effekter.⁹ Författarna argumenterar för att misslyckande i att hantera miljörisker såsom kemiska föroreningar eller övergödning indikerar ett brådskande behov att utveckla alternativa begrepp och ansatser för att hantera osäkra, komplexa och/eller tvetydiga risker. Förmågan att förstå risk sträcker sig från förmodat säker, enkel, tydlig till totalt osäker, komplex och tvetydig (Rosa, 2003). Följaktligen ska enkla risker hanteras som ett specialfall, för vilken osäkerheten, komplexiteten och tvetydigheten är låg (WRR, 2009). Renn m.fl. (2011) belyser riskers komplexitet, osäkerheter, tvetydigheter i vad de benämner systematiska risker. Detta kräver en mer holistisk ansats i syfte att identifiera, bedöma och hantera olika risker kopplade till miljöpolitiken. Utifrån denna utgångspunkt klassificerar Renn m.fl. (2011) risker baserat på Stirlings osäkerhetsmatris vilken beskriver fyra olika kategorier av kunskapsluckor uppdelat utifrån huruvida sannolikheter och utfall är kända respektive okända (Tabell 1).

Tabell 1. Stirlings (2010) osäkerhetsmatris

	Utfall känd	Utfall okänd
Sannolikhet känd	Enkel risk	Tvetydighet
Sannolikhet okänd	Osäkerhet	Okunskap

Enkel risk

Ifall risker är enkla i det att det att såväl sannolikheter som utfall är kända kan dessa hanteras genom en enkel riskbedömning. Detta innebär att man beräknar det förväntade utfallet utifrån kunskaperna om sannolikheter och utfall (Kinzing m.fl., 2003). För de andra tre av fallen i osäkerhetsmatrisen (osäkerhet, tvetydighet och okunskap) är en sådan ansats dock inte möjlig.

Osäkerhet

Vid osäkerhet är det dock fortfarande möjligt att beskriva de möjliga utfallen men det finns inte tillräckligt med information eller data för att bedöma sannolikheterna för de olika utfallen (miljöproblemet med miljöfarliga ämnen kännetecknas i många fall av

⁹ De finner dock att risker inom miljöpolitiken i praktiken oftast bedöms och hanteras som om de vore enkla.

denna kategori). För sådana (osäkra) miljöfrågor konstaterar Stirling (2007) att "det vetenskapligt stränga tillvägagångssättet är att erkänna olika möjliga tolkningar".¹⁰ För att hantera stora osäkerheter bör man utgå från försiktighetsprincipen. Som vägledning kan man även använda sig av olika scenarier (Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling, 2018) samt metaanalyser (se t.ex. Meier m.fl., 2012).

Tvetydighet

Tvetydigheten avser fånga det faktum att systematiska risker, förutom att vara komplexa och osäkra, även kan kännetecknas av tvetydighet i det att sannolikheten för att de inträffar är känd medan utfallet är okänt. Tvetydighet innebär att det kan finnas flera berättigade perspektiv från vilka man kan bedöma ifall det finns eller kan finnas skadliga utfall samt huruvida dessa risker kan tolereras eller ens accepteras. Samhällsaktörer såsom myndigheter, företag, forskare, frivilligorganisationer, privatpersoner berörs alla av miljöpolitiken och innehar ofta olika uppfattningar om ett specifikt miljöproblems karaktär, orsak, och lösning. Detta inkluderar även olika ståndpunkter vad gäller bedömningen av eventuella risker förknippade med miljöproblem. (Renn m.fl. 2011). Tvetydighet fångar därmed närvaron av flera olika värden som kan användas för att bedöma konsekvenserna av olika utfall och motivera utslaget rörande toleransen och acceptansen av dessa.

Tvetydigheten beror i första hand inte av dålig kunskap om sannolikheter utan omtvistade tolkningar och inlägg i utfallet. Det finns starka argument för att förvaltningen av olika marina resurser, såsom fiskebeståndet, tillhör denna kategori av risk (se t.ex. Linke m.fl., 2016). Även möjliga effekter/utfall av genmodifierade grödor kan sägas karaktäriseras av tvetydighet. I fall tvetydighet råder kan oenigheter uppstå mellan olika vetenskapliga discipliner, experter och aktörer som en konsekvens av olika integreringar av till exempel, ekologiska, socioekonomiska kriterier för skada. Därmed blir tillämpningen av enbart en traditionell naturvetenskaplig bedömning varken rigorös eller rationell (Stirling, 2007), och måste därför kompletteras med en samhällsvetenskaplig riskbedömning (Renn, 2008). Närvaron av tvetydigheten kräver dialog och överläggningar mellan de grupper som har olika legitima uppfattningar om problemets utfall i fråga samt hur det ska lösas (t.ex. överfiske).

¹⁰ Vetenskaplig osäkerhet kan hanteras genom att kombinera olika metoder (såsom beslutsteori, scenarioplanering, samt analys av möjliga tröskleffekter utifrån resiliens teori) i syfte att beskriva de möjliga utfallen, deras sannolikhet, och möjliga konsekvenser under olika beslutssituationer (Polasky m.fl., 2011).

Okunskap

Det finns dock alltid även en sannolikhet för att det inom vissa miljöproblemområden inte finns tillräcklig kunskap för att till fullo förklara förändringar i miljötillståndet utifrån olika belastningar. Det vill säga, varken sannolikheter eller utfall kan med säkerhet bedömas utifrån befintlig kunskap.¹¹ Dessa faller under kategorin okunskap i matrisen. Problemet med invasiva arter anses i många fall höra till denna kategori (Smolarz m.fl., 2016). Sådana miljöproblem och risker skiljer sig från de som kännetecknas av osäkerhet i det att det kan vara svårt att nå en samstämmighet kring utfallparametrarna. De skiljer sig även från tvetydighetskategorin eftersom kunskap rörande sannolikheter inte bara kan ifrågasättas utan oftast saknas (Stirling, 2007). Närvaron av okunskap kräver en förmåga till att förvaltningsystemet är anpassningsbart allteftersom ny kunskap erhålls.

Att klassificera riskerna kopplade till ett visst miljöproblem, är ingen enkel uppgift. För det första kan det finnas fler typer av risker inom samma miljöproblem men i olika delar av systemet. För det andra kan vissa risker som ter sig enkla vid en första anblick visa vara mer osäkra och tvetydiga än vad som förväntats. Att identifiera enbart en riskkategori med ett visst miljöproblem är därför sällan möjligt. Det kan dock vara av stor betydelse att identifiera vilken typ som uppstår var i händelsekedjan (se t.ex. Maxim m.fl., 2009). Det kan förekomma olika typer av risker rörande vad som orsakar olika miljöproblem/belastningar men också vad gäller dessa belastningars effekt på miljötillståndet och/eller påverkan på den mänskliga välfärden. Övergödning av Östersjön utgör ett exempel på det förra i och med att effekterna av övergödning är kända medan det råder osäkerhet huruvida det är fosfor- eller kvävebelastningen som är drivande medan fallet med invasiva arter är ett exempel på det senare eftersom orsakerna är tämligen fastlagda medan det råder stora osäkerheter vad gäller att på förhand bedöma hur dessa påverkar miljötillståndet. Huruvida placeringen av osäkerheter i händelsekedjan påverkar valet av åtgärder och styrmedels adresseras senare i rapporten.

Osäkerheter/risker kopplade till framtida utveckling

Miljöpolitikens möjlighet att nå målet beror i hög grad på utvecklingen av de olika drivkrafterna. I de flesta fall råder det osäkerheter rörande den framtida utvecklingen av de drivkrafter som i slutändan leder till förändringar i miljötillståndet. På kort sikt (<10 år) kan dessa osäkerheter hanteras genom att ta fram olika prognoser för de relevanta

¹¹ Därmed kan man säga att okunskap motsvarar Knight's (1921) begrepp djup osäkerhet.

drivkrafterna medan ett framtagande av olika framtida scenarier kan var nödvändig för att hantera dessa osäkerheter på lång sikt (>10 år).¹²

Många prognoser över utvecklingen av drivkrafter baseras på trender för de olika drivkrafterna.¹³ Trender utgör enkelt uttryckt en extrapolering av den nuvarande utvecklingen. För närvarande ökar till exempel sjöfarten i Östersjön och därmed blir prognosen att denna trend även fortsätter de närmaste åren. Trend/prognos utgör därmed ett så kallat "business-as-usual" referens. Men om man är intresserad av hur de olika drivkrafterna kan påverka målen över en längre tidshorisont (>10 år) innebär användandet av prognoser/trender stora osäkerheter eftersom stora förändringar av drivkrafter på lång sikt är svåra att förutse.

För att minska den mer långsiktiga osäkerheten kring de framtida möjligheterna för dagens miljöpolitik att uppnå de relevanta målen vore det nödvändigt att utveckla ett antal olika scenarier med bäring på de mest relevanta drivkrafterna för ett specifikt miljöproblem (t.ex. MEA, 2005; Alcamo, 2001). Scenarier skapar approximativa gränser runt framtida osäkerheter och bidrar därmed till ett beslutsunderlag som baseras på ett adaptivt förvaltningssystem. Vid framtagandet av olika scenarier ligger fokus på att beskriva möjliga (inte sannolika) utvecklingar för de parametrar med kraftig påverkan på miljötilståndet över vars utveckling det råder stor osäkerhet. Osäkerheten vad gäller exempelvis den havsbaserade vindkraftens utveckling är troligtvis större än vad gäller befolkningsutvecklingen.

Närvaron av icke-linjära effekter innebär att sambandet mellan olika delar av händelsekedjan inte är linjärt. Till exempel sambandet mellan belastningsfaktorn och miljötilståndet eller mellan miljötilståndet och påverkan. Oftast är kunskapen om dessa samband begränsade vilket i sig kan skapa osäkerheter vad gäller effekterna av implementerade åtgärder och styrmedel. Så även om merparten av dessa samband

¹² En prognos betecknar ett förutspått och högst sannolikt framtida händelseförlopp. Scenarier är arketytiska beskrivningar av möjliga framtidsbilder (de är varken förutsägelser eller prognoser), skapad av mentala kartor eller modeller som speglar olika perspektiv på tidigare, nuvarande och framtida utveckling. En prognos har oftast en kortare tidshorisont än ett scenario.

¹³ I vissa fall kan prognoser indikera att problem kan lösas av sig självt vilket kan betyda att det inte finns ett behov av styrmedel. Denna aspekt måste adresseras i kostnads-nyttoanalysen och fungera som vägledning för lämpligt styrmedel i styrmedelsanalysen (det finns ingen anledning att gå vidare med att identifiera lämpliga styrmedel om prognoserna indikerar att problemet kommer att lösas över tiden m.h.a. befintliga styrmedel).

beror på systemet som ska förvaltas behöver förvaltningssystemet på bästa sätt adressera och hantera dessa.

Miljöpolitiken behöver även hantera närvaron av s.k. rörliga mål (HaV, 2013, Scharin m.fl., 2016).¹⁴ Målen, och därmed de åtgärder och styrmedel som krävs för att uppnå dessa kan ändras över tiden på grund av:

- En snabbare ökning av exogena drivkrafter/faktorer än vad som förväntats (t.ex. klimatförändringar) (Niiranen m.fl., 2013).
- Interaktioner som inte beaktas av den rådande miljöpolitiken eller vilka förståelsen för är begränsad (invasiva arters effekt på övergödningen).
- Negativa återkopplingsmekanismer som accelererar ovälkomna förändringar samt regimskiften/tröskeeffekter (se Walker & Meyers, 2004; Österblom m.fl., 2007; Lotze, 2011; Lontzek m.fl., 2015 för exempel på tröskeeffekter).¹⁵

I närvaron av dessa kan framtagande av olika möjliga framtida scenarier ge värdefull vägledning i beslutsunderlaget. Även om sannolikheten för ett regimskifte inte kan fastställas kan man genom ett scenario beskriva hur det skulle kunna påverka miljötilståndet (förutsatt att kunskap om detta finns vilket inte alltid är fallet).

Förutom naturvetenskapliga icke-linjära effekter/tröskeeffekter kan det även förekomma politiska, ekonomiska samt sociala tröskeeffekter såväl inom systemet som ska förvaltas som förvaltningssystemet (Walker & Meyers, 2004; Lade m.fl., 2013).

Vissa styrmedel kan ha haft effekt på belastningen men om drivkrafterna och aktiviteterna intensifierats eller om miljöeffekten kännetecknas av så kallade återkopplingsmekanismer eller tröskeeffekter kan man utifrån indikatorerna dra den felaktiga slutsatsen att styrmedlet varit verkningslöst. Till exempel innebär en framtida ökning av drivkrafterna och därmed aktiviteterna att belastningen på miljön ökar (allt annat lika) vilket leder till ett försämrat miljötilstånd givet en viss mängd styrmedel. Närvaron av återkopplingsmekanismer kan innebära att man inte ser några förbättringar i miljötilståndet trots att man genomfört en miljöpolitik som varit framgångsrik i att

¹⁴ Risken för rörliga mål har att göra med hur miljömålen definierats och är kanske för vissa miljömål mest aktuellt för olika etappmål/strecksatser.

¹⁵ Återkopplingsmekanismer förekommer när effekten av en viss förändring i sin tur påverkar den ursprungliga förändringen genom att förstärka den (positiv feedback) eller förminska den (negativ feedback). Ett exempel av positiv feedback i klimatsammanhang är de ökade utsläpp av växthusgaser som jordens uppvärmning leder till när permafrost smälter och frigör lagrad metan som leder till ännu mer uppvärmning.

minska belastningarna. Exempelvis visar Gustafsson m.fl. (2012) att primärproduktionen i Östersjön inte minskats (och under vissa år t.o.m. ökat) trots att fosforbelastningen minskat. Författarna visar dock även att en fortsatt minskning på lång sikt kommer att generera en minskning av primärproduktionen och därmed förbättring av miljötillståndet.

Beroende på hur själva miljömålet är definierat kan förändringar av drivkrafter innebära behov av att revidera miljömålet eller dess strecksatser. Exempelvis kan ett varmare klimat, förutom ökad ytvattenavrinning, även innebära ökad sannolikhet för algbloomningar (givet belastningsnivån) eller att havsvattnets temperaturökning öppnar för introduktionen av fler främmande arter. Indirekt och på längre sikt påverkar även klimatförändringar de bakomliggande drivkrafterna/aktiviteterna och belastningar (t.ex. ökad efterfrågan jordbruksprodukter, förändrad markanvändning).¹⁶

Sammanfattning

Osäkerheter och risker kan förekomma i olika delar av såväl systemet som ska förvaltas som förvaltningssystemet. Osäkerheter kan även delas in i olika typer av kategorier utifrån deras grad av komplexitet. Osäkerheter vad gäller utfallet, det vill säga effekterna av en viss belastningsfaktor, kan innebära svårigheter att fastställa själva miljömålet medan närvaron av osäkerheter vad gäller orsakerna kan innebära svårigheter att avgöra vilka åtgärder och styrmedel som behöver implementeras för att nå miljömålet i fråga. Medan miljöfarliga ämnen och invasiva arter kan utgöra exempel på det förra kan biologisk mångfald utgöra ett exempel på det senare.

Försiktighetsprincipen, metaanalyser, inkludering, dialoger samt sist men inte minst scenarioanalyser kan användas för att hantera olika typer av osäkerheter och risker. Det går även att hantera osäkerheterna genom att, i stället för att redovisa absoluta värden/utfall, beskriva dessa inom olika intervall.

2.2 Målkonflikter

Målkonflikter uppstår inom miljöpolitiken då uppfyllandet av ett miljömål innebär försämrade förutsättningar att uppnå andra miljö- eller samhällsmål. Detta avsnitt belyser olika målkonflikter vilka kan försvåra möjligheterna till att utforma en framgångsrik miljöpolitik. Målkonflikter kan bero på såväl systemet som förvaltas som förvaltningssystemet. I vissa fall är det val inom förvaltningssystemet som ger upphov till målkonflikter (2:a och 3:e punktsatsen nedan) medan det i andra fall är inneboende i

¹⁶ För merparten av de scenarier som tagits fram med koppling till Östersjöns miljötillstånd ingick klimatförändringar (HaV, 2013).

systemet (första punktsatsen). Uppstår målkonflikter på grund av systemets karaktär får förvaltningssystemet i många fall ta det som givet och minimera dess effekter.

Målkonflikter kan uppstå på grund av någon av de följande orsakerna:

- Miljömålsuppfyllelsen i sig har en negativ påverkan på andra mål. Till exempel kan uppfyllandet av miljömålet *Myllrande våtmarker* innebära ökade växthusgasutsläpp (främst metan) vilket har negativ påverkan på målet *Begränsad klimatpåverkan*.
- Åtgärderna som genomförs för att nå målet genererar negativa synergieffekter på andra mål. Till exempel naturbete i syfte att uppnå målet *Ett rikt växt-och djurliv* kräver djurhållning vilket orsakar utsläpp av växthusgaser (*Begränsad Klimatpåverkan*) samt näringsämnen (*Ingen övergödning*). En ökad användning av skogsbiomassa för biobränslen i transportsektorn (*Begränsad Klimatpåverkan*) kan innebära svårigheter att nå miljömålet *Levande Skogar* (Nerhagen m.fl., 2018).
- Styrmedlen som implementeras leder till produktions-/beteendeförändringar vilka har negativa synergieffekter på andra mål. Till exempel subventioner vilka ofta leder till ökad administrativ börda eller skatter/regleringar som drabbar landsortsbor i högre grad (målet *Levande landsbygd* samt sysselsättningsmål).

Som nämnts i det inledande avsnittet kan det förekomma målkonflikter mellan miljömålen (vilka motiveras utifrån ett effektivitetsperspektiv) och olika fördelningspolitiska mål. Till exempel kan miljömål som i förlängningen innebär begränsningar för olika aktiviteter leda till minskad sysselsättning i områden där man ur ett fördelningspolitiskt perspektiv vill öka sysselsättningen. Att i en samhällsekonomisk analys hantera sysselsättningseffekter innebär en utmaning i sig, eftersom, till exempel, den arbetskraft som krävs för en specifik åtgärd alltid bör kategoriseras som en samhällsekonomisk kostnad¹⁷. Såvida inte fördelningspolitiken av någon anledning ålägger ett monetärt värde på ökad sysselsättning så kommer en ökad sysselsättning alltid innebära en försämrad samhällsekonomisk lönsamhet (allt annat lika).

I de fall uppfyllelsen av miljömålen leder till ökade kostnader för olika företag till en sådan grad att produktionen minskar eller omlokaliseras till utlandet kan en målkonflikt uppstå gentemot sysselsättningsmålet. I fall detta sker för miljöproblem av global

¹⁷ För att den inte ska räknas som en kostnad krävs det att arbetskraften är villig att arbeta utan ersättning. För att sysselsättning ska bedömas som en nytta krävs det att arbetskraften är villig att betala för att få arbeta.

karaktär kan det i värsta fall även leda till en försämring av miljötillståndet, vilket strider mot *Generationsmålet*.

2.3 Nationell rådighet

Detta avsnitt beskriver hur den nationella rådigheten (eller brist på rådighet) påverkar möjligheterna för miljöpolitiken att uppnå de olika miljömålen (med hjälp av åtgärder och styrmedel). Med rådighet menas att man inom svensk förvaltning kan besluta om styrmedel och åtgärder samt avsätta resurser för att undanröja de hinder som finns för att miljö kvalitetsmålet ska kunna nås (Naturvårdsverket, 2012). Rådigheten beror på såväl det system som ska förvaltas (t.ex. klimatet, Östersjön, fjällmiljön) som på själva förvaltningssystemet (t.ex. Svenska miljömålssystemet, EU, UNFCCC, WTO, IMO).

Den nationella rådigheten beror till viss del på miljöproblemets karaktär. För miljömål av global karaktär (t.ex. *Begränsad klimatpåverkan*, *Skyddande ozonskikt*) är den nationella rådigheten svag vad gäller att på egen hand uppnå målet och miljöpolitik skulle därför till stor del behöva drivas på global nivå (UNFCCC, Montrealprotokollet). Den nationella rådigheten kan även vara begränsad för vad som kan ses som lokala miljöproblem (t.ex. förorening, oljespill) ifall de relevanta sektorerna bakom aktiviteterna som påverkar miljötillståndet i hög grad utgörs av internationella aktörer (t.ex. internationell sjöfart, industri utanför landets gränser vars NO_x-utsläpp deponeras i Sverige). Den nationella rådigheten är dock stor för miljöproblem av nationell och lokal karaktär (t.ex. *Myllrande våtmarker*, *Ett rikt växt- och djurliv*, *God bebyggd miljö*) för vilka det huvudsakligen är nationella aktiviteter och belastningsfaktorer som påverkar miljötillståndet.

Oavsett rådigheten över systemet kan det finnas aspekter av förvaltningssystemet som påverkar den nationella rådigheten. Till exempel kan EU-direktiv, WTO-avtal med mera, påverka möjligheten av att på nationell nivå välja vilka styrmedel vi vill införa för att uppnå olika miljömål.

Även för regionala och globala miljöproblem kan det dock vara motiverat (bl.a. utifrån bilaterala överenskommelser) att driva en miljöpolitik riktad mot nationella drivkrafter, aktiviteter och belastningsfaktorer. Motiven kan utgöras av såväl det faktum att man måste uppfylla internationella överenskommelser om att minska miljöbelastningen men även för att man vill vara ett föregångsland och visa andra att det är möjligt (s.k. signalpolitik). Även om man i dessa fall inte har stor rådighet över själva miljötillståndet så har man rådighet över de inhemska aktiviteterna som bidrar (i många fall marginellt) till belastningarna.

Om kraften av bilaterala överenskommelser urholkas över tid blir lokalt agerande (fragmentering) av större betydelse för miljöpolitiken. Exempelvis har många delstater

samt även städer i USA förklarar att de avser följa Parisöverenskommelsen trots att USA som nation har dragit sig ur den. Därigenom har den amerikanska miljöpolitiken blivit mer fragmenterad och lokal. Klimatpolitiken i USA kan därmed sägas skifta från en "top-down" till en "bottom-up" ansats. En sådan fragmentering av miljöpolitiken skapar osäkerheter rörande hur utsläppen på en aggregerad nivå kommer att påverkas över tid. Är de lokala initiativen tillräckligt starka och geografiskt täckande för att minska de totala nationella utsläppen av växthusgaser? I hur stor grad de stora nationella utsläppskällorna fångas upp av dessa lokala åtaganden blir därför av betydelse. Att en så folkrik och industriellt viktig delstat som Kalifornien avser följa Parisavtalet är därför av större vikt än om en delstat som t.ex. Rhode Island gör det. Det finns dock på lång sikt en risk för kolläckage mellan olika delstater (t.ex. att industrier med stora koldioxidutsläpp omlokaliseras till delstater med svagare miljöpolitik).

Även om miljöproblemet är lokalt och den nationella rådigheten är stor kan en viss utformad miljöpolitik innebära oönskade effekter. Som nämnts tidigare kan aktiviteter såsom industriproduktion omlokaliseras till utlandet, alternativt ersätts av importerade varor, på grund av effekterna (bl.a. fördelningseffekterna vad gäller åtgärds kostnaderna) en viss miljöpolitik kan orsaka. Detta leder i sin tur till att rådigheten över problemet minskar samt i värsta fall även att miljöproblemet förvärras. Det är utifrån bland annat detta perspektiv som generationsmålet formulerats. Detta kan i värsta fall innebära att miljöproblemet förvärras.

Hur begränsad rådighet kan hanteras av miljöpolitiken diskuteras i avsnitten nedan.

2.4 Vertikal och horisontell integration

För att hantera målkonflikter samt en begränsad rådighet kan det vara nödvändigt med horisontell och vertikal integrering av miljöpolitiken, speciellt med avseende på förvaltningssystemet (se t.ex. Armitage m.fl., 2010; Scharin m.fl., 2016). Nedan diskuteras därför under vilka förutsättningar vertikal och horisontell integration är av extra stor betydelse.

Behovet av ett integrerat förvaltningssystem beror på karaktären av såväl miljöproblemet (systemet som ska förvaltas) som förvaltningssystemet. En horisontell integration av förvaltningssystemet är nödvändig då systemet i sig uppvisar beroendesamband och målkonflikter. Vertikal integration av förvaltningssystemet är av vikt då den nationella rådigheten (pga. systemet som ska förvaltas) är begränsad men styrs även av hur förvaltningssystemet är uppbyggt nationellt, regionalt (EU, Helcom) och globalt (UNFCCC, WTO etc.).

Behovet av integration skiljer mellan olika miljöproblem samt i vilken omfattning den befintliga miljöpolitiken är integrerad. Medan behovet av horisontell integrering är starkt kopplad till huruvida miljöproblemet i fråga kan kopplas till andra miljöproblem så förklaras behovet av vertikal integrering oftare av graden av lokal och nationell rådigheten över miljöproblemet.

Globala och regionala överenskommelser, EU direktiv och nationella styrmedel såväl som hierarkiskt uppbyggda administrativa myndigheterna (departement, myndigheter, länsstyrelser, kommuner) påverkar och komplicerar genomförande av miljöpolitiken (Boyes & Elliott, 2014; 2015). Miljöpolitiken är därför ofta fragmenterad med avseende på olika geografiska skalor samt specifika problemområden (Gilek m.fl., 2011; Hassler, 2011; Karlsson m.fl., 2011; Kern, 2011). Detta, tillsammans med vissa av de ovan nämnda utmaningar, skapar behov av såväl vertikal som horisontell integration av miljöpolitiken.

Hur väl miljöpolitiken och dess styrmedel ligger i linje med varandra över de olika geografiska skalorna indikeras av vertikal integrering. Vertikal integrering av lokal, nationell, regional och internationell miljöpolitik är av stor betydelse för att kunna få till stånd ett effektivt förvaltningssystem. Exempelvis måste lokala åtgärder för att minska växthusgasutsläppen förhålla sig till den inom problemområdet förda miljöpolitiken på nationell (miljömålet *Begränsad klimatpåverkan*), regional (EU- direktiv och mål) och internationell nivå (Paris överenskommelsen). Hassler m.fl. (2011) betonar vikten av att koordinera miljöpolitiken på de olika nivåerna i syfte att undvika ineffektiva överlappningar och eventuella luckor vad gäller styrmedelimplementeringen.

Om, till exempel, lokala och nationella styrmedel överensstämmer med de regionala och internationella är graden av vertikal integrering hög (och vice versa). Införlivningen av EU:s ramdirektiv för en marin strategi (2008/56/EG) i den svenska Havsmiljöförordningen (SFS 2010:1341) samt implementeringen av denna på vattendistriktsnivå utgör ett exempel på vertikal integrering av miljöpolitiken. Inom klimatområdet har vi vertikal integration inom EU genom EU direktiven för EU ETS för den handlande sektorn (2003/87/EG) samt ESR (Effort Sharing Regulation) för den icke-handlande sektorn (406/2009/EG). Vikten av vertikal integrering är större för miljöproblem som är av regional eller global karaktär (t.ex. övergödning och klimatpåverkan) eller miljöproblem för vilka de relevanta sektorerna bakom aktiviteterna som påverkar miljön i hög grad utgörs av internationella aktörer (t.ex. oljespill från sjöfart). Det vill säga de miljöproblem för vilken den nationella rådigheten är begränsad. För lokala miljöproblem med hög grad av rådighet är vertikal integration inte av lika stor vikt, även om det även i sådana fall kan förekomma internationella överenskommelser

eller EU-direktiv som måste uppfyllas. Biologisk mångfald, nedskräpning, miljögifter samt markförstöring utgör exempel på miljöproblem för vilka det kan finnas globala eller regionala miljöpolitiska mål eller överenskommelser som måste uppfyllas genom nationella åtgärder och styrmedel.

Hur väl miljöpolitiken riktade mot olika miljöproblem samverkar, i stället för att exempelvis motverka varandra (målkonflikter), indikeras av graden av horisontell integrering.¹⁸ För vissa av de mer övergripande formulerade miljömålen (t.ex. *Hav i balans samt levande kust och skärgård*, *Storslagen fjällmiljö*, *Levande skogar*) är horisontell integrering en absolut nödvändighet eftersom uppfyllande av sådana mål inbegriper hanterande av ett flertal olika miljöproblem. Hur framgångsrik kan, till exempel, en fiskepolitik anses vara som lyckas öka fiskbeståndet i Östersjön om denna fisk är oätlig eftersom den innehåller för höga halter giftiga ämnen (t.ex. dioxin). HELCOM's aktionsplan för Östersjöns miljö (BSAP) utgör ett exempel på viss grad av horisontell integrering av olika miljöfrågor eftersom den hanterar flera olika av Östersjöns miljöproblem.¹⁹

En miljöpolitik som är fragmenterad (dvs. brister i integration) försvårar möjligheten att uppnå miljömål vilka kräver en hög grad av horisontell eller vertikal integration. Som nämnts tidigare har globalisering minskat vår rådighet för flertalet av dagens stora miljöproblem. Detta innebär i sin tur ett större behov av en vertikal integrering av miljöpolitik vilket till viss grad även pågår i form av, till exempel, överstatliga institutioner (IPCC, EU, Helcom), internationella överenskommelser (Paris överenskommelsen), samt bi-/multilaterala avtal (Montrealprotokollet, Aktionsplan för Östersjön). Även om EU:s handelssystem för utsläppsrätter utgör ett exempel på en struktur och organisation för ett nationsöverskridande regionalt styrmedel finns det i dagsläget vare sig någon struktur eller organisation för implementering av globala styrmedel.

En vertikal och horisontell integration är även nödvändig för att i största möjliga mån minska de osäkerheter och risker som diskuterades i avsnitt 2.1. Detta kan förklaras av

¹⁸ Den antropogena tillförseln av kväve och de många olika negativa effekter som uppstår i och med kvävekaskaden (Galloway m.fl., 2003) kräver en hög grad av horisontell integrering.

¹⁹ Enligt BSAP ska Östersjöländerna ta fram nationella åtgärdsprogram riktat mot de fyra olika prioriterade områdena (övergödning, farliga ämnen, biologisk mångfald och sjöfartens miljöproblem) i syfte att nå en god ekologisk status i Östersjön till 2021. BSAP adresserar dock inte fisket i Östersjön.

att ökad integration förbättrar möjligheterna att dela med sig av kunskaper mellan olika aktörer och därmed utforma en mer holistisk ansats för att hantera miljömålen.

Ökad integrering av miljöpolitiken (horisontell såväl som vertikal) innebär ökade kostnader vilket måste vägas mot nyttan av själva integreringen. Det är därför viktigt att identifiera, kvantifiera och om möjligt värdera den nytta som integreringen uppnår samt att försöka minimera dess kostnader genom att till exempel utveckla nödvändiga och effektiva institutioner.

Lyckad vertikal integration för regionala och globala miljöproblem kräver bilaterala eller multilaterala överenskommelser, som bygger på tillit eftersom det inte finns någon internationell sanktionsmyndighet som kan bestraffa de som bryter dessa överenskommelser. Med ökad nationalistiska och protektionistiska tendenser kan det därför bli svårt att få till stånd en framgångsrik vertikal integration av miljöpolitiken.

2.5 Miljöpolitikens trovärdighet och acceptans

Detta avsnitt belyser vilken betydelse trovärdigheten har för miljöpolitiken och acceptansen för denna. Det kan även röra sig om en generell trovärdighet för statsapparaten och dess myndigheter och eftersom även denna kan vara av betydelse för hur framgångsrik miljöpolitiken är. Det kan till exempel röra sig om starka institutionella mekanismer, transparanta beslutssystem, formella och informella nätverk som främjar risktaganden, utbildning (Renn m.fl., 2011). Förvaltningssystemets organisation spelar en betydande roll för miljöpolitikens trovärdighet. Exempelvis att för miljöpolitiken berörda myndigheter (vilka tar fram beslutsunderlag för miljöpolitiska beslut) är oberoende bör rimligtvis bidra med att stärka förtroendet för miljöpolitiken. Trovärdigheten kan även variera mellan olika skalor. Till exempel kan den nationella miljöpolitiken upplevas som mer trovärdig än EU:s (och vice versa).

Socialt kapital (kopplat till förvaltningssystemet) är en uppsättning enheter med två egenskaper gemensamt: De består av någon aspekt (nätverk) av den sociala strukturen (samhället), och de underlättar ett visst handlande hos aktörer – antingen som individer eller som "organisationer" – inom denna struktur (Coleman, 1988). Enklare uttryckt sån indikerar det sociala kapitalet vilket förtroende individer har för varandra och institutionerna i samhället vilket inbegriper förtroendet för miljöförvaltningen i sig samt de ansvariga myndigheterna. Ett starkt socialt kapital kan ses som en motståndskraft för att hantera störningar av förvaltningssystemet (t.ex. förändrade ekonomiska

förutsättningar).²⁰ Ett försvagat socialt kapital har en negativ påverkan på trovärdigheten och legitimiteten för det förvaltningsssystem som avses uppnå olika samhällsmål, såsom miljö kvalitetsmålen (Mickwitz, 2003).

En miljöpolitik som upplevs trovärdig innebär överlag att acceptansen för olika styrmedel från samhällets olika aktörer är stor, medan acceptansen med all sannolikhet är lägre om miljöpolitiken inte uppfattas som trovärdig. Är acceptansen låg kan detta leda till att efterlevnaden av de tillämpade styrmedlen brister vilket kan innebära att de önskade miljömålen blir svår att uppnå. En låg trovärdighet kan även innebära svårigheter att över tiden förstärka miljöpolitiken genom införandet av nya åtgärder och styrmedel, eller en förstärkning av de senare.

En miljöpolitik som har stark förankring i de vetenskapliga rönen åtnjuter i de flesta fall en högre grad av trovärdighet än den som uppfattas vara helt frikopplad från sådana rön. Det är därför av vikt att det tydligt framkommer ifall och hur vetenskapliga rön ligger till grund för den bedrivna miljöpolitiken. Samhällsekonomiska analyser (vilka beskrivs i avsnitt 3) som baseras på vetenskaplig grund samt är transparenta kan i förlängningen bidra med att öka trovärdigheten.

Trovärdighet och enighet kring den långsiktiga transformationen av samhället kan ha stor betydelse för vissa miljömål. Om individer, hushåll och företag tror på det miljöpolitiska målet om att ha ett fossilfritt samhälle till 2045 kommer de redan i dagsläget genomföra vissa anpassningar till ett sådant samhälle. Så tydliga, konkreta och trovärdiga mål kan i sig utgöra en drivkraft för att genomföra de önskade samhällsförändringarna. Trovärdiga scenarier kan i dessa fall spela en viktig roll i att beskriva framtida målbilder över samhället.

Det är svårt att bedöma i vilken grad olika grupper i samhället upplever miljöpolitiken som trovärdig eller ej eftersom detta säkerligen varierar mellan olika miljömål och samhällsgrupper (företag, hushåll, individer, intresseorganisationer, akademien).²¹ Även

²⁰ För närvarande urholkas det sociala kapitalet på flera geografiska skalor (nationell, regionalt och globalt) vilket begränsar möjligheterna till bilaterala och internationella överenskommelser på miljöområdet samt upprätthållande av dessa. En drivande kraft bakom denna urholkning har varit den växande främlingsfientligheten som uppstått i samband med den senaste tidens flyktingströmmar (återkopplingsmekanismer). Flyktingströmmar som till viss del kan förklaras av de klimateffekter som uppstått i vissa områden och indirekt ofta lett till väpnade konflikter.

²¹ Näringslivssektorn samt miljöorganisationer kanske båda upplever att miljöpolitiken inte är trovärdig men av helt olika anledningar.

om miljömålen i sig bedöms som trovärdiga (tolkning av systemet) kanske medlen för att uppnå dessa (förvaltningssystemet) bedöms som mindre trovärdiga.

I de fall det finns en politisk bred överenskommelse vad gäller medel för att uppnå miljömålen kan trovärdigheten bedömas som högre av de olika grupperna. Sådana överenskommelser innebär att de implementerade styrmedlen kan antas gälla över en längre tidsperiod oavsett sittande regering, vilket leder till förutsägbarhet och anpassningsmöjligheter för de aktörer som styrmedlet riktar sig mot.

Att miljöpolitiken för gemene man samt företagssektorn upplevs som tydlig och konsekvent är av betydelse för trovärdigheten. Att miljöpolitiken ska vara konsekvent kan dock i vissa fall vara svår att kombinera med behovet av flexibilitet. Eftersom många investeringar av hushållen och företag är långsiktiga är det av vikt att man tror på de mål och styrmedel som miljöpolitiken riktar in sig på. Företag och individer behöver nämligen tid på sig att genomföra de nödvändiga anpassningarna. Om de signaler miljöpolitiken avger vad gällande t.ex. vilket fordonsdrivmedel/typ som är att föredra ur ett klimatperspektiv varierar från år till år är det högst troligt att trovärdighet påverkas negativt.²²

Om inte miljöpolitiken är trovärdig vad gäller vägen framåt blir riskerna med olika investeringar för stora. Att trovärdigheten och acceptansen av koldioxidskatten varit förhållandevis hög kan till viss del förklaras av att det funnits en stark politisk enighet kring skatten samt att man startat på en låg nivå och varit tydlig med när och hur skatten skulle komma att förändras över tiden (Scharin & Wahlström, 2018). Detta har gett hushåll och företag tid att ändra sina beteende och produktionsmetoder i syfte att minska den finansiella bördan av skatten.

Även om miljöpolitiken huvudsakligen har som syfte att åstadkomma en mer effektiv användning av samhällets resurser är det i det närmaste omöjligt att den inte leder till fördelningseffekter, vilka i sin tur kan påverka acceptansen. Målbeskrivningen, åtgärderna samt de styrmedel som tillämpas innebär att nyttor och kostnader av att nå miljömålen fördelas olika mellan olika samhällsgrupper. Speciellt hur kostnaderna av att nå målet fördelas mellan olika samhällsgrupper kan ha stor betydelse för acceptansen. Exempelvis upplever ofta landsbygdsbor att styrmedel riktade mot transportsektorn (i form av t.ex. koldioxidskatter och fordonsskatter) slår extra hårt mot dem eftersom

²² Vilka funktioner t.ex. det framtida skogsbruket ska uppfylla (kolsänka, bioekonomi, eller bevaring av naturvärden) är av stor betydelse för valet av investeringar inom de sektorer som är kopplade till dessa möjliga inriktningar.

deras beroende av bilen som transportmedel är större än för de som lever i storstäderna (vilka har tillgång till välutvecklad kollektivtrafik).

I vilken grad olika intressegrupper (t.ex., näringslivsorganisationer, miljöorganisationer) förmår påverka miljöpolitikens inriktning samt i vilken grad deras möjlighet att påverka står i proportion till betydelsen av dem de representerar har även det betydelse för miljöpolitikens trovärdighet. Ifall vissa aktörer i samhället besitter större möjligheter att påverka miljöpolitiken utifrån egenintresse kan detta få oönskade effekter på miljömålen och underminera förtroendet för miljöpolitiken från den stora allmänheten (Boonstra, 2016). Miljöorganisationer är oftast mer aktiva i den del av den miljöpolitiska processen under vilket ett visst miljömål ska fastställas medan näringslivet är mer aktiva när styrmedel ska föreslås för att nå målet i fråga. Det senare kan förklaras av att valet av styrmedel avgör hur åtgärdskostnaderna fördelas mellan olika samhällsgrupper. Överlag är oftast den allmänna enigheten större vad gäller de miljömål som ska uppnås än för vilka åtgärder och styrmedel som ska tillämpas för att nå dessa mål. För många miljöproblem är det oftast så att nyttan av miljöförbättringen per individ kan upplevas som marginell även om den totala samhällsnyttan är hög. Incitamenten för enskilda individer att påverka miljömålen kan därför vara svaga i jämförelse med de mindre samhällsgrupper (t.ex. en viss industri) för vilka kostnaderna av att nå målet kan upplevas som oproportionerliga. Detta kan innebära att de som motsätter sig miljöpolitiken får ett större genomslag i processen än de som stöder den, eftersom de förra har starkare ekonomiska incitament att försöka påverka miljöpolitiken.

2.6 Sammanfattning utmaningar

De utmaningar som beskrivits ovan är i högre grad relaterade till systemet som ska förvaltas än förvaltningssystemet. Utmaningar vilka beror på själva systemet måste därför tas för givna av förvaltningssystemet, vilket behöver anpassa sig därefter. Utmaningarna är i många fall på olika sätt kopplade till varandra. Närvaron av osäkerheter och risker kan till exempel minskas genom bättre horisontell integration av miljöpolitiken. Närvaron av osäkerheter, målkonflikter samt bristen på integration kan påverka trovärdigheten samt acceptansen av miljöpolitiken negativt. Graden av nationell rådighet samt närvaron av målkonflikter innebär ett ökat behov av vertikal integration.

Händelsekedjan (DAPSIR) lämpar sig väl som utgångspunkt för att identifiera och illustrera var i systemet som utmaningarna förekommer. Efter att utmaningarna för ett visst miljöområde identifierats kan händelsekedjan även användas som vägledning för att bedöma hur utmaningarna bäst kan hanteras av miljöpolitiken. En identifiering och beskrivning av befintliga utmaningar inom ett miljöområde ger värdefull input för utförandet av de olika samhällsekonomiska analyserna som beskrivs i nästa avsnitt.

3 Samhällsekonomiska analyser

Detta avsnitt beskriver vilken roll samhällsekonomiska²³ analyser spelar för miljöpolitiken och dess utmaningar. Vilka frågor kan besvaras av olika typer av samhällsekonomisk analys och hur kan de hantera de ovan beskrivna utmaningarna? Som en utgångspunkt för dessa analyser utgör beskrivningen av ett visst miljöområde i form av händelsekedjan en illustrativ utgångspunkt.

Som nämnts tidigare krävs (förutom naturvetenskaplig kompetens), även beteendevetenskaplig (såsom nationalekonomisk) kompetens för att exempelvis kunna kartlägga de socio-ekonomiska drivkrafterna som ger upphov till aktiviteterna. Dessutom behövs dessa kunskaper för att förstå (identifiera, kvantifiera och värdera) hur förändringar i miljötillståndet påverkar den mänskliga välfärden. Vad gäller förvaltningssystemets utformande blir den samhällsekonomiska kompetensen (samt även juridisk och statsvetenskaplig kompetens) nödvändig i arbetet med att ta fram förslag på styrmedel, mål och strategier. De samhällsekonomiska analyserna bidrar med ett viktigt beslutsunderlag i utformningen av miljöpolitiken.

Det finns olika angreppssätt för att analysera styrmedel med hjälp av samhällsekonomi. Eller, lite förenklat, två sätt. I det ena fallet lutar man sig mot en mer naturvetenskaplig förståelse av miljöproblemet, identifierar tekniska lösningar (åtgärder) som man sedan utifrån uppskattade kostnader rangordnar. Styrmedel utformas slutligen för att styra mot de mest kostnadseffektiva åtgärderna. I det andra typfallet utgår man ifrån en samhällsekonomisk förståelse av miljöproblemet, identifierar de bakomliggande orsakerna (marknadsmislyckanden) och strävar efter att utforma styrmedlen för att om så möjligt adressera dessa direkt. De två ansatserna kan sägas ha två skilda syften. I det förre fallet rör det sig om att identifiera en eller flera punktinsatser (åtgärder) som hanterar symptomen på ett problem, medan den senare istället strävar efter att lösa problemet som sådant. Detta innebär i sin tur också att det endast är genom den senare ansatsen som det går att identifiera samhällsekonomiskt (välfärdsteoretiskt) effektiva lösningar på miljöproblem.

Nationalekonomisk välfärdsteori handlar i grund och botten om att använda samhällets begränsade resurser på ett så effektivt sätt som möjligt. Resurserna används inte på ett effektivt sätt ifall det finns möjlighet att omfördela resurserna på ett sätt som innebär en

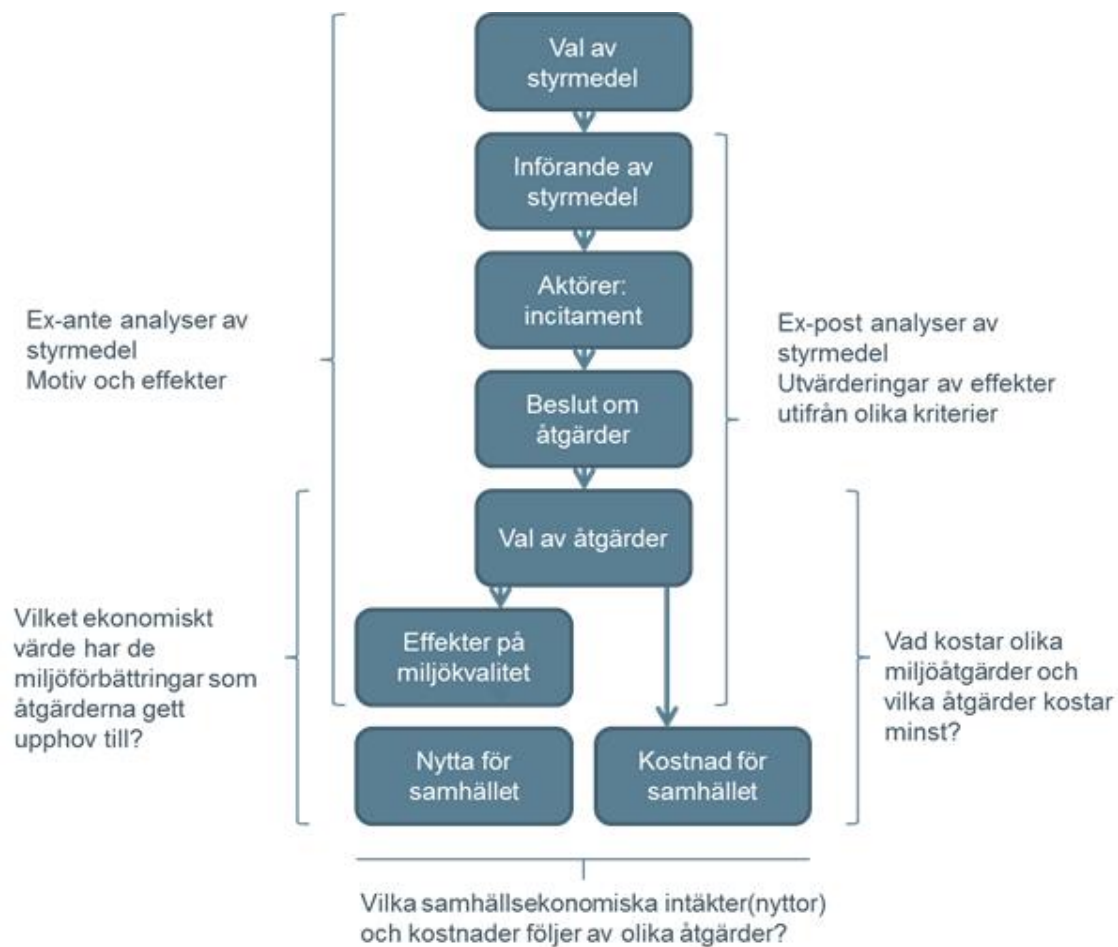
²³ I denna rapport används uttrycket samhällsekonomi, men begreppet nationalekonomi skulle fungera lika bra.

förbättring för några utan att försämma för någon annan (Pareto-optimalitet).²⁴ Ifall det går att fastställa att en rådande resursallokering inte är optimal (p.g.a. ett marknadsmisslyckande) finns skäl för statlig intervention i syfte att få till stånd en förändrad resursallokering. Miljöpolitiken motiveras därför utifrån effektivitetsskäl. Det vill säga, den kan generera välfärdsvinster för samhället, i det att totalnyttan av den genomförda miljöpolitiken överstiger dess totalkostnad.

De samhällsekonomiska analyserna erbjuder ett logisk, strukturerat och systematiskt tillvägagångssätt genom vilket ett allsidigt och transparent beslutsunderlag för olika miljöpolitiska förslag (rörande val av mål, åtgärder och styrmedel) kan tas fram och presenteras. Den samhällsekonomiska verktygslådan, som tillämpas i dessa analyser, bidrar med teorier, perspektiv och metoder i syfte att både ställa och besvara relevanta frågor (Figur 2) kring hur samhället använder sina resurser. Analyserna bör vara vetenskapligt förankrade samt baseras på den senaste data och rönen inom det relevanta området. Analyserna har som syfte att ta fram beslutsunderlag som borgar för att lättare kunna utforma bra miljöpolitik samt göra det svårare att bedriva en ineffektiv miljöpolitik. Analyserna bör alltså vara vägledande snarare än att tas fram i syfte att stödja befintlig miljöpolitik.

Inom arbetet med samhällsekonomiska analyser finns det ett antal olika typer av analyser beroende på vad som ska utvärderas och utifrån vilka ramar. En enkel kategorisering av dessa olika analyser ges av Söderholm (2014) och illustreras i Figur 2. Även om kategoriseringen inte nödvändigtvis bör betraktas som definitiv eller uttömmande erbjuder den en pedagogisk utgångspunkt för att diskutera kring olika typer av samhällsekonomiska analyser.

²⁴ Vid perfekt information, tillräckligt många köpare och säljare samt frånvaron av marknadsmisslyckanden kan marknaden på egen hand åstadkomma en Pareto-optimal resursanvändning.



Figur 2. En kategorisering av samhällsekonomiska analyser inom miljöområdet (Söderholm 2014).

Oavsett vilken av analyserna i Figur 2 ovan man gör i slutändan bör framtagandet av den konceptuella analysen vara den givna utgångspunkten. Vilka analyser som genomförs och i vilken ordning kan i praktiken skilja sig beroende på hur uppdraget till berörda myndighetstjänstemän formuleras. Det kan exempelvis hända att tjänstemän ombeds analysera ett visst styrmedelsförslag för vilket det inte genomförts analys som adresserat kostnaden av olika miljöåtgärder och vilka som kostar minst. I sådant fall kan det därför vara nödvändigt att inkludera dessa steg i analysen av ett styrmedelsförslag (dvs ex-ante analyser av styrmedel).

För att analyserna ska ge god vägledning är inte bara kvaliteten på analyserna viktig utan även att analysen förmår besvara den specifika frågeställningen (se Figur 2).

Oavsett vilken fråga i Figur 2 som ska besvaras kan en *konceptuell analys* inkluderas som ett första steg i analysen. Denna analys beskriver själva problemet kopplad till

specifikt miljömål beskrivs och analyserar det utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv. Analysen fungerar som ett underlag och vägledning för att kunna besvara någon av de olika samhällsekonomiska frågeställningarna i Figur 2. Händelsekedjan (Figur 1) är användbar som utgångspunkt för den konceptuella analysen eftersom den underlättar identifieringen av viktiga aspekter att ta hänsyn till (såsom eventuell närvaro av de olika utmaningarna) i de olika samhällsekonomiska frågeställningarna.

Frågan rörande vilka samhällsekonomiska intäkter (nyttor) och kostnader följer av olika åtgärder adresseras i vad som oftast kallas för en kostnads-nyttanalys. I denna analys identifieras, kvantifieras och eventuellt värderas åtgärders kostnader och nyttan av effekterna på miljökvaliteten av olika åtgärdsförslag.²⁵ Resultaten från denna analys kan även användas för att motivera befintliga miljömål eller för att identifiera lämpliga nya mål för miljöproblemet i fråga samt även för att bedöma om det är samhällsekonomiskt lönsamt att uppnå målet (genomföra åtgärder).

En bedömning av olika miljöåtgärders kostnad samt vilka åtgärder som kan nå ett visst miljömål till den lägsta samhällsekonomiska kostnaden görs i en *kostnadseffektivitetsanalys*. För att utreda vilka styrmedel som är lämpligast för att få de kostnadseffektiva åtgärderna genomförda utförs en ex-ante styrmedelsanalys i vilken möjliga styrmedel motiveras samt utvärderas utifrån vilka effekter av styrmedlet som förväntas. Det är viktigt att de styrmedel som staten väljer att införa är väl motiverade samt förmår uppnå det önskade syftet till så låg samhällsekonomisk kostnad som möjligt, det vill säga att man inte använder mer av samhällets resurser än nödvändigt för att nå miljömålet. Befintliga styrmedel utvärderas i ex-post analyser vilka i efterhand bedömer vilka effekter som uppstått utifrån olika kriterier.

En miljöpolitik som utformas med samhällsekonomiska analyser som vägledning har större chans att erhålla trovärdighet och acceptans från allmänheten eftersom de på ett transparent tillvägagångssätt förmår identifiera problem och motiv till statlig intervention, utforma mål och medel. Dessutom beskriver de på ett strukturerat sätt konsekvenserna (kostnader och nyttor samt fördelningseffekter) kopplade till olika förslag inom miljöpolitiken rörande mål, åtgärder och styrmedel. Därigenom bidrar de

²⁵ Denna analys behöver inte alltid vara nödvändigt för att ta fram åtgärds- eller styrmedelsförslag. I vissa fall är utgångspunkten ett givet miljömål och man kan då direkt gå över till att bedöma vilka åtgärder som kan uppnå detta mål till lägsta möjliga kostnad (kostnadseffektivitetsanalys). Dessutom kan det även vara möjligt att utgå från det identifierade marknadsmisslyckandet i den konceptuella analysen och ta fram rekommendationer på styrmedel som hanterar denna (utan att identifiera de lämpliga åtgärderna samt deras kostnader och nyttor).

med att motivera valen ur ett samhällsekonomiskt perspektiv genom att ta fram förslag på kostnadseffektiva lösningar för att nå olika miljömål.

Generellt sett bör ambitionsnivån på analysen vara proportionell mot det miljöproblem som adresseras (och dess konsekvenser för kostnadseffektivitets- och styrmedelsanalys). Även vilket handlingsutrymme/rådighet som följer av miljöproblemets karaktär har betydelse för valet av ambitionsnivå (OECD, 2008).

3.1 Konceptuell analys

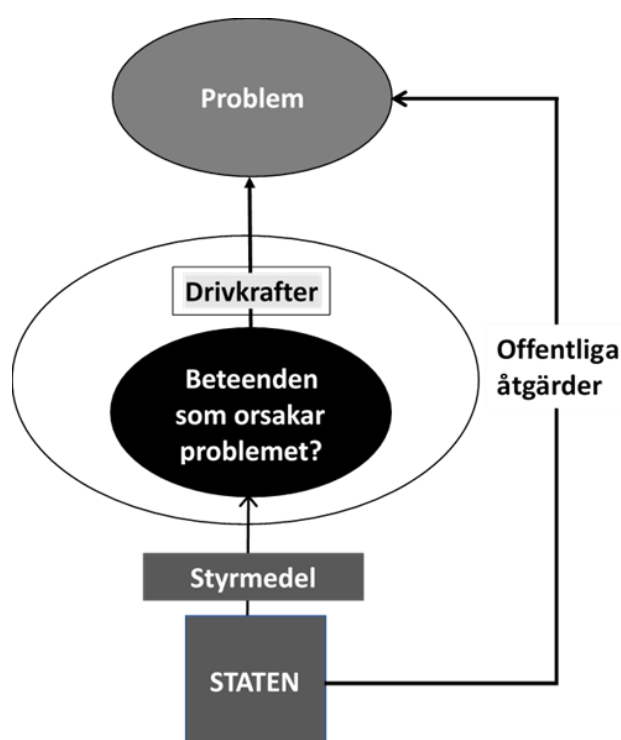
Detta avsnitt förklarar övergripande innehållet i en konceptuell analys²⁶ samt hur den kan bidra med att hantera de olika utmaningarna som beskrivits i avsnitt 2 ovan. Den konceptuella analysen utgör en samhällsekonomisk problemformulering som kan användas för att vägleda den fortsatta analysen.

Fokuset i den konceptuella analysen (Figur 3) ligger i att beskriva och förstå de beteenden och incitament som ligger bakom beslut som orsakar miljöpåverkan. Även om överlappningar finns med händelsekedjan (Figur 1) så är huvudsyftet med den senare att mer detaljerat beskriva hur dessa beslut via händelsekedjan kan påverka den mänskliga välfärden negativt. Den konceptuella analysen avser att identifiera vilka beteenden (och incitament för dessa) som ger upphov till belastningsfaktorerna och i slutändan påverkan på välfärden. Den framtagna händelsekedjan för ett visst miljöområde kan därför (men behöver inte) användas som utgångspunkt för den konceptuella analysen.

Att inleda en utredning om miljöpolitiska mål eller medel med en konceptuell analys innebär att på ett övergripande plan beskriva och analysera miljöproblemet i fråga (såväl natur- som samhällsvetenskapligt). Detta innebär inledningsvis att identifiera de bakomliggande socio-ekonomiska och socio-kulturella drivkrafterna och aktiviteterna (incitamentsstrukturen) som påverkar miljötilståndet. I detta ingår även att beakta hur det befintliga förvaltningssystemets utformning eventuellt bidrar till problemet, till exempel i vilken mån befintliga mål eller styrmedel inom andra områden har någon avgörande betydelse för miljötilståndet. Därefter fastställs ifall de beteenden som incitamenten genererar kännetecknas av eventuella marknadsmisslyckanden vilka motiverar någon form av statlig inblandning (se Appendix A). Förutom att beskriva själva problemet ifråga och dess bakomliggande drivkrafter (systemet som ska förvaltas) bör det i en konceptuell analys även ingå en övergripande diskussion rörande hur mycket av de adresserade problemen som vore rimligt att lösa med avseende på vad man känner

²⁶ Begreppet konceptuell analys, och dess tillämpning, är hämtade från Naturvårdsverket.

till om nytta och kostnader. Genom att samtidigt ta fram en problembild baserat på händelsekedjan (Figur 1) kan identifieringen underlättas av vilka åtgärder och styrmedel som kan genomföras i syfte att förbättra miljötillståndet eller mildra/kompensera dess påverkan på människors välfärd. Dessutom tydliggör det vilka nyttor som påverkas av förändringar i miljötillståndet. Händelsekedjan kompletterar därför den konceptuella analysen, vilken lägger fokus på att beskriva vilka incitament och beteenden som kan ge upphov till olika marknadsmisslyckanden vilka i sin tur motiverar någon form av statliga intervention (i form av offentliga åtgärder för miljön²⁷ eller implementering av styrmedel).



Figur 3. Konceptuell analys

En av styrkorna med den konceptuella analysen är att den utgår från att miljöproblemet uppstår som en följd av olika beteenden och beslut i företag och hushåll och att därför är i dessa beslutssituationer som förvaltningspolitiska styrmedel har bäst verkan. Den konceptuella analysen innehåller även en beskrivning och bedömning av det befintliga förvaltningssystemet (institutioner, mål och styrmedel) inom det analyserade miljöproblemet. Utifrån detta kan även ett eventuellt behov av ytterligare styrning

²⁷Offentliga åtgärder används effektivast när ett behov av statlig styrning har konstaterats men det inte är möjligt eller effektivt att använda styrmedel (Naturvårdsverket, 2012).

adresseras. Det vill säga, kan miljömålet uppnås på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt med hjälp av befintliga styrmedel? Utifrån en konceptuell analys erhålls även information rörande vilket handlingsutrymme som finns för att åtgärda problemet. Detta beror dels på graden av nationell rådighet över problemet men även på möjliga styrmedels potential för att lösa problemet.

Staten har en beprövad roll i att korrigera för sådant som inte marknaden klarar att hantera och just miljöproblem kan i samtliga fall härledas till någon form av marknadsmisslyckande. Därför kräver ofta uppfyllandet av miljömålen någon form av statlig intervention. För att uppnå olika miljömål kan staten genomföra egna, så kallade offentliga åtgärder (t.ex. förvaltning av statlig mark och resurser, sanering av förorenad mark, kalkning av sjöar) eller införa styrmedel som skapar incitament för berörda aktörer (företag, hushåll, markägare) att genomföra åtgärder eller ändra beteenden (Figur 3). Huruvida staten väljer att genomföra egna åtgärder eller implementera styrmedel kan till viss del bero på grundorsakerna till miljöproblemet.

Som nämnts tidigare motiveras styrmedel och offentliga åtgärder, med syfte att styra mot miljöpolitiska mål, inom nationalekonomin utifrån ett effektivitetsperspektiv. Det vill säga, dessa styrmedel ska leda till en förbättrad resursallokering. Det handlar med andra ord om effektivitetspolitik. Genom att identifiera varför den rådande resursallokeringen inte är optimal kan motiveringar till statliga åtgärder och styrmedel erhållas. Eftersom själva problemformuleringen bör ha sin utgångspunkt i att identifiera och förstå de incitament som ger upphov till det oönskade beteendet är beteendevetenskaplig/samhällsekonomisk kompetens nödvändig. Att utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv motivera statlig intervention på miljöområdet kräver att det ska gå att visa att en situation utan någon form av styrning innebär en ineffektiv användning av samhällets resurser. Styrmedel används effektivast i de fall grundorsakerna till miljöproblemen beror på strukturella problem i samhällsekonomi, så kallade marknadsmisslyckanden, och att problemet kan lösas via en möjlig förändring av aktörers beteenden. (se Appendix A för beskrivning av marknadsmisslyckande kopplade till miljöfrågor).

En samhällsekonomisk effektiv miljöpolitik uppnås under förutsättningarna att:

- Målet (t.ex. utsläppsmängden, antalet våtmarker) infaller vid den punkt där kostnaden för en ytterligare miljöförbättring sammanfaller med nyttan av denna förbättring (Carlén m.fl., 2005)
- Miljömålet nås till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad.

Med andra ord innebär uppfyllande av dessa två att alla ömsesidigt fördelaktiga resursallokeringar är genomförda. (Söderholm, 2012) För att kunna bedöma var styrmedel ger bäst effekt på miljöproblemet i fråga kan det underlätta att skapa en tydlig problembild vilken fångar kopplingen mellan de beteenden (drivkrafter) som leder till en förändring av miljötilståndet och den effekt som det har på (påverkan) människors välfärd (Figur 1).

Om det är tydligt vilka drivkrafter och aktiviteter som ger upphov till belastningsfaktorerna ska man i största möjliga mån sträva efter att få till stånd åtgärder och beteendeförändringar kopplade till drivkrafter och aktiviteter. Medan fokuset i Figur 3 ligger i att beskriva och förstå de beteendena och drivkrafter/aktiviteter som ligger bakom beslut som orsakar miljöproblem ligger fokus i händelsekedjan att mer detaljerat beskriva hur dessa beslut via händelsekedjan kan påverka den mänskliga välfärden negativt. Därmed fångar den konceptuella analysen det bakomliggande problemet (i form av beteenden som leder till marknadsmisslyckanden) mer utförligt.

Den konceptuella analysen står på en grund av nationalekonomisk välfärdsteori, och förutsätter också en förståelse för såväl systemet som förvaltas som förvaltningssystemet. Nedan diskuteras hur den konceptuella analysen genom att utgå från händelsekedjan (Figur 1) kan och bör adressera de olika utmaningar som beskrivs i avsnitt 2.

Risker och osäkerheter

Den konceptuella analysen bör adressera de risker och osäkerheter som beskrivits ovan (avsnitt 2.1). En identifiering och beskrivning av olika typer av risker görs för såväl det system som ska förvaltas som för förvaltningssystemet. Detta kan göras genom att identifiera vetenskapliga, ekonomiska eller tekniska osäkerheter i de olika delarna av händelsekedjan samt länkarna emellan dessa (hur stor är exempelvis osäkerheten vad gäller belastningsfaktorernas effekt på miljötilståndet). Speciellt osäkerheter kopplade till de olika marknadsmisslyckanden bör identifieras i den konceptuella analysen. Det kan till exempel röra sig om osäkerheter vad gäller värdet av de negativa externa effekterna som ett visst beteende ger upphov till. Vilka kategorier av osäkerhet (risk, osäkerhet, tvetydighet, okunskap) som förekommer och var i händelsekedjan bör också adresseras. Genom att i den konceptuella modellen kartlägga och förstå hur miljötilståndet påverkas av olika belastningsfaktorerna kan det vara möjligt att på ett tidigt stadiet identifiera närvaron av icke-linjära samband (återkopplingsmekanismer och tröskeleffekter).

De endogena samt exogena belastningsfaktorerna som identifieras i denna analys utgör en viktig utgångspunkt för att identifiera graden av rådighet över miljöproblemet samt

för utvecklingen av de prognoser och scenarier vilkas tas fram i syfte att hantera framtida osäkerheter och risker. Det kan därför även vara av vikt att man vid identifieringen gör en bedömning rörande vilka av dessa som karaktäriseras av stor betydelse för miljötillståndet samt stor osäkerhet vad gäller den framtida utvecklingen. Exempelvis, har jordbruket stor betydelse för övergödningen i Östersjön men kännetecknas av stor osäkerhet vad gäller den framtida utvecklingen i länderna runt Östersjön, något som inte minst den senaste sommarens torra indikerar.²⁸

Målkonflikter

Det är i den konceptuella analysen, med en beskrivning av händelsekedjan som underlag, möjligt att på ett tidigt stadium identifiera de målkonflikter som är kopplade till det miljöproblem som analyseras. Det vill säga kan en förbättring av miljötillståndet generera en negativ belastningsfaktor på andra miljömål? Att uppnå miljömålet *Ett rikt odlingslandskap* kan i sig innebära åtgärder/aktiviteter vilka leder till ökad belastning av näringsämnen till vattenområden, vilket har negativ effekt på miljömålet *Ingen övergödning*. Vilka åtgärder och incitament som befintliga styrmedel ger upphov till kan även fånga upp närvaron av eventuella målkonflikter. Ett exempel på denna målkonflikt är behovet av djurhållning för naturbetesmarker (i syfte att främja den biologiska mångfalden) vilket innebär utsläpp av växthusgaser (*Begränsad klimatpåverkan*).

Rådighet

Rådighet över miljöproblemet adresseras i händelsekedjan genom att identifiera närvaron av de exogena belastningsfaktorerna. Ifall miljötillståndet i stor grad påverkas av exogena belastningsfaktorer är den nationella rådigheten att genom miljöpolitik förbättra miljötillståndet begränsat. Exempelvis är det svårt att genom åtgärder och styrmedel på nationell nivå:

- minska atmosfärisk deposition som härrör från andra länder,
- förhindra oljeutsläpp som orsakas av internationell sjöfart, samt
- begränsa klimatförändringarna vilka orsakas av samtliga globala utsläpp av växthusgaser.

Integration

Även behovet av vertikal eller horisontell integration adresseras i den konceptuella analysen (i problembeskrivning samt identifieringen av befintliga styrmedel) och fungerar som vägledning för valet av lämpliga åtgärder och styrmedel. Kännetecknas

²⁸ Även om även reningsverken utgör en betydande belastningskälla till Östersjön så råder ingen större osäkerhet vad gäller deras framtida utveckling och belastning, vilket till stor del kan förklaras av implementeringen av EU:s direktiv (91/271/EEG) om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse.

problemet av begränsad nationell rådighet kommer det finnas ett behov av vertikal integration av miljöpolitiken. Om problembeskrivningen indikerar att det förekommer kopplingar till andra miljöproblem kommer det finnas behov av horisontell integrering. Exempelvis kan ett annat miljöproblems tillstånd utgöra en belastning för det analyserade miljöproblem eller vice versa.

Trovärdighet/acceptans

I genomgången av befintliga styrmedel inom området är det möjligt att skapa sig en bild vad gäller trovärdigheten eller acceptansen för den bedrivna miljöpolitiken. Har allmänheten hög acceptans för styrmedlen? Finns det ett brett politiskt stöd för de befintliga styrmedlen? Är efterlevnaden hög?

Sammanfattningsvis lämpar sig den konceptuella analysen (med händelsekedjan som utgångspunkt) väl till att klarlägga och karaktärisera osäkerheter, risker och (till viss del) målkonflikter. En identifiering av de marknadsmisslyckanden vilka motiverar någon form av statlig intervention tillförs även av den konceptuella analysen. Ansatsen kan dessutom användas till att bedöma graden av rådighet över miljöproblemet, liksom behovet av vertikal och horisontell integration av miljöpolitiken. Hur befintliga styrmedel förhåller sig till de olika utmaningarna inkluderas också. Slutligen kan genomgången av befintliga styrmedel i viss mån även användas för att identifiera eventuella orsaker till bristande trovärdighet för den rådande miljöpolitiken.

3.2 Kostnads-nyttoanalys

Som nämnts tidigare adresserar denna analys vilka samhällsekonomiska intäkter (nyttor) och kostnader som följer av olika åtgärder (se Figur 2). Kostnads-nyttoanalysen kan även användas för att bedöma de kostnader och nyttor som uppstår av att uppnå en viss miljöförbättring eller ett visst miljömål. Det är i kostnads-nyttoanalysen som en identifiering, kvantifiering och (om möjligt och nödvändigt) en värdering görs av de nyttor och kostnader som skulle genereras av en förbättring/bevarande av miljötillståndet. För en mer detaljerad beskrivning av vad som ingår i en kostnads-nyttoanalys, se till exempel US EPA (2018).

För att kunna kvantifiera och värdera kostnader och nyttor av olika åtgärdsförslag eller mål behöver man ta fram ett referensalternativ. Genom att identifiera relevanta drivkrafter och aktiviteter i händelsekedjan ges underlag för att ta fram ett referensalternativ vilken beskriver konsekvenserna ifall åtgärder för att nå ett visst miljömål ej genomförs. Detta kan vara av avgörande betydelse för miljömål och åtgärdsprogram vilka antingen tar lång tid att förverkligas och/eller som genererar kostnader samt i synnerhet nyttor över en längre tidshorisont. Detta är alltså inte miljöförändringen i jämförelse med nuläget för vilka kostnaderna och nyttorna ska

bedömas utan i jämförelse med vad som händer i referensalternativet. Det kan även förekomma att analysen syftar till att jämföra två alternativa åtgärdsprogram för att uppnå målen, med avsikt att bedöma vilket som når målet till lägsta samhällsekonomiska kostnad (s.k. kostnadseffektivitetsanalys, se nedan) alternativt bedöma vilket åtgärdsprogram som är mest samhällsekonomiskt lönsamt.

Nyttorna är överlag kopplade till de välfärdsförbättringar som uppstår vid måluppfyllelsen.²⁹ Denna del av analysen kan därigenom även användas till att identifiera vilka grupper i samhället som erhåller nyttan av att miljömålet uppnås. Kostnaderna, däremot, uppstår mestadels på grund av de åtgärder som måste genomföras i syfte att uppnå målet (se Appendix B för beskrivning av dessa kostnader).

Vad gäller nyttan av att uppnå målen (dvs förbättra miljötillståndet) så kan människor påverkas på olika sätt av de miljötillståndsförändringar som belastningsfaktorerna kan ge upphov till. En tydlig påverkan för människors välbefinnande är förlusten av rekreationsvärden kopplade till försämringen av vissa naturmiljöer. Detta kan också leda till hälsoeffekter givet den koppling som finns mellan rekreation i naturmiljöer och människors hälsa samt även så kallade icke-användarvärden.³⁰ Även mer indirekt påverkan på människors välfärd, inklusive hälsoeffekter i vissa fall, kan uppstå om ekosystemtjänster som t.ex. vattenreglering, luftrening, pollinering, klimatreglering påverkas.

Risker/osäkerheter

För långa tidshorisonter, över vilket det kan råda stora osäkerheter rörande utvecklingen av de olika drivkrafterna, kan ett flertal scenarier tas fram och användas som referensalternativ i syfte att hantera osäkerheterna. Dessa scenarier kan även hantera framtida osäkerheter rörande återkopplingsmekanismer, tröskeleffekter samt regimskiften. Scenarier kan antingen baseras på modellberäkningar, narrativa berättelser eller en kombination av de båda (Alcamo, 2001). Oavsett metod är det viktigt att detta arbete inkluderar kunskap från flera vetenskapliga discipliner samt annan expertis inom området. För narrativa berättelser kan det även vara viktigt att inkludera olika samhällsaktörer som berörs av miljöpolitiken (se t.ex. WWF, 2012 för exempel på en

²⁹ En förbättring av tillståndet i miljön leder till en förbättring av de ekologiska funktioner och ekosystemtjänster som levereras. Eftersom dessa tjänster är viktiga för ett flertal nyttor av betydelse för människors välfärd så innebär förbättringen en positiv påverkan på människors välbefinnande. Ekosystemtjänster kan därför betraktas som själva kopplingen mellan tillståndet i miljön och påverkan i händelsekedjan (se figur 1).

³⁰ Med icke-användarvärden avses de värden som inte är kopplade till det egna nyttjandet av en viss miljö utan till vetskapen att den finns tillgänglig för dagens och/eller framtida generationer.

narrativ berättelse). Kostnads-nyttoanalyser kan därför genomföras för olika scenarier varav en eller flera inkluderar de kostnader och nyttor som orsakas av eventuella återkopplingsmekanismer och tröskeleffekter. I de fall då det råder bristande kunskap rörande dessa effekter och dess effekt på kostnader och nyttor bör resultatet beaktas med försiktighet eftersom det innebär svårigheter att exakt bedöma den samhällsekonomiska välfärdseffekten (nytta minus kostnader) av olika scenarier.

Kostnads-nyttoanalysen kan även adressera osäkerheter och/eller bristen på kunskap utifrån en identifiering av det totala ekonomiska värdet av en miljöförbättring i vilken det så kallade kvasi-optionsvärdet indikerar värdet av att fördröja beslut för vilka effekterna kan karaktäriseras av stor osäkerhet och/eller bristande kunskap (Kinzig m.fl., 2013). Även om värdet av att vänta in ny information kan vara högt så bör det vägas mot den framtida nyttan av att investera i ny kunskap idag. Det är dock viktigt att betona att framtida osäkerheter i sig inte motiverar en passiv miljöpolitik (Söderholm, 2012).

För att hantera så kallade enkla risker (för vilka sannolikheter och utfall är kända) kan den förväntade nyttan eller kostnaden beräknas (Kinzig m.fl., 2013). Nyttan av att minska riskerna för vissa osäkra/sannolika utfall kan hanteras genom att genomföra intervjuer med fokusgrupper i syfte att få en känsla för hur sådana utfall kan uppfattas av olika berörda samhällsgrupper. Genom att använda Bayesianska beslutsmodeller kan man för vissa problem identifiera vilka osäkerheter som det kan vara mest motiverat att minska (se t.ex. Barton m.fl., 2005).

Ett sätt att hantera osäkerheter och risker är att bedöma vilka typer av åtgärder som behövs under olika typer av scenarier (varav vissa inkluderar icke-linjära effekter såsom återkopplingsmekanismer och tröskeleffekter). När konsekvenserna kopplade till olika scenarier tagits fram är det möjligt att identifiera vilka åtgärder som är nödvändiga för att uppnå miljömålet under respektive scenario. Detta innebär i praktiken att scenarierna skapar ett intervall, som fångar utfall under osäkerhet. Men i vissa fall kan man även mer direkt adressera osäkerheter genom att beskriva de möjliga utfallen inom vissa intervaller. De åtgärder som bedöms ha önskvärda effekter oavsett scenario är mer robusta än de åtgärder som kanske bara är effektiva under ett scenario. Att förstärka ett visst ekosystemens resiliens (genom att t.ex. bevara dess biologiska mångfald) minskar risken för regimskiften vilket ligger i linje med försiktighetsprincipen och bör ingå i miljöstrategin (Walker, 1995; 1998; UNEP, 2012). Åtgärder kan därför motiveras utifrån deras effekt på resiliensen oavsett om de inte har en direkt kvantitativ effekt på miljömålet ifråga. Till exempel kan åtgärder riktade mot att bevara havens biologiska mångfald innebära att effekterna av en viss belastning (såsom näringsämnen, oljespill, överfiske) begränsas.

Ifall ett miljöproblem karaktäriseras av betydande stora osäkerheter (idag såväl som för framtiden) kommer en adaptiv strategi vara nödvändig (Wise m.fl., 2014; Haasnoot m.fl., 2013). En sådan strategi innebär att man kontinuerligt följer upp förvaltningssystemets effekter på miljömålen (vilket görs i den fördjupade utvärderingen) för att bedöma eventuellt behov av ytterligare åtgärder och styrmedel.

Målkonflikter

Målkonflikter hanteras oftast i kostnads-nyttoanalysen genom att beskriva negativa (men även positiva) synergieffekter kopplade till såväl måluppfyllelsen (åtgärdsneutrala effekter) som de åtgärder som föreslås i syfte att nå målet (åtgärdsspecifika effekter). Åtgärdsspecifika målkonflikter kan hanteras genom att, till exempel, ta hänsyn till dessa i valet av det åtgärdsprogram som i slutändan föreslås. Målkonflikter kopplade till själva måluppfyllelsen utgör en större utmaning och handlar i praktiken om oundvikliga trade-offs mellan olika samhällsmål. I slutändan blir det därför ett politiskt beslut som måste avgöra vilket av målen som har högst prioritering. Kostnads-nyttoanalyserna kan dock förse politikerna med beslutsunderlag vad gäller konsekvenserna kopplade till de mål som står i konflikt med varandra.

Rådighet

Denna analys kvantifierar rådigheten rörande miljöproblemet genom att fastställa hur stor förändring av miljötillståndet som kan uppnås genom nationella åtgärder. Nationella åtgärder riktade mot klimat kommer leda till ytterst marginella effekter på växthusgashalten i atmosfären, vilket innebär svag rådighet, medan nationella åtgärder riktade mot att bevara den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet kan ha stor effekt, och därför indikerar stark rådighet.

Integration

Behovet av horisontell och vertikal integration fångas till stor del genom den kvantifiering av målkonflikter och rådighet som genomförs i kostnads-nyttoanalysen. Analysen ska också beskriva (eller om möjligt kvantifiera) de kostnader som en horisontell och/eller vertikal integrationen av miljöpolitiken kan innebära.

Trovärdighet

Genom att ta fram ett transparent och vetenskapligt förankrad beslutsunderlag som i största möjliga mån beskriver de samhällsekonomiska konsekvenserna av att uppnå miljömålet har dessa analyser en stor betydelse för miljöpolitikens trovärdighet. Dessutom kan analyserna, genom remissförfarandet, ge möjlighet till berörda aktörer att komma med synpunkter men också till att förbereda sig inför genomförandet av kommande åtgärdsprogram.

Sammanfattningsvis går det att under arbetet med kostnads-nyttoanalysen hantera osäkerheter och risker genom utvecklandet av olika scenarier (referensalternativ),

känslighetsanalyser, osäkerhetsintervall. Målkonflikter kopplade till de olika nyttor och kostnader som uppstår kan i detta skede identifieras. Även rådigheten vad gäller de föreslagna åtgärdernas potential att lösa problemet samt behovet av horisontell eller vertikal integration adresseras. Analysen i sig har genom sin struktur, transparens och vetenskapliga förankring möjlighet att öka trovärdigheten av miljöpolitiken.

3.3 Kostnadseffektivitetsanalys för åtgärder

Samhällsekonomisk kostnadseffektivitet innebär att ett givet mål nås till så låg samhällsekonomisk kostnad³¹ som möjligt, alternativt att tillgängliga medel används till största möjliga miljönytta. De övergripande målen för den svenska miljöpolitiken är generationsmålet och de 16 miljökvalitetsmålen. Men kostnadseffektivitetsanalyser görs sällan på denna mer övergripande nivå. I likhet med vad som konstaterades i inledningen till detta avsnitt kan man här skilja på två typer av kostnadseffektivitetsanalyser, en som närmar sig frågan från ett åtgärds-kostnadsperspektiv och en som tar sin utgångspunkt i en bredare välfärdsteoretisk ansats.

Om målet ses vara att identifiera kostnadseffektiva åtgärder för att minska belastningsfaktorer eller direkt påverka ett miljötillstånd blir syftet med analysen då att skatta åtgärds-kostnaderna (statliga åtgärder såväl som de som uppstår som ett svar på implementerade styrmedel) och utifrån dessa bedöma hur det givna målet kan nås lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad, alternativt att uppnå största möjliga positiva miljöeffekt med givna medel (se Figur 2). I fall en kostnads-nyttoanalys har genomförts i ett tidigare skede kan denna användas som underlag för att identifiera de kostnadseffektiva åtgärderna för att nå målet. En kostnadseffektivitetsanalys kan i vissa fall även genomföras utan hänsyn till eventuell måluppfyllelse. I sådana fall handlar det enbart om att identifiera hur olika åtgärder, för att till exempel minska ett visst utsläpp, förhåller sig till varandra med avseende på kostnaderna, oavsett mål.

Om utgångspunkten istället är att utforma styrmedel som direkt avser adressera de bakomliggande strukturella problem som ger upphov till en belastningsfaktor eller ett icke-önskvärt miljötillstånd kan kostnadseffektivitetsanalysen genomföras utan att man explicit identifierar alla åtgärder och skattar dess kostnader. Även utan att ha kunskap om vilka åtgärder som står till buds – idag eller i framtiden – går det att utifrån ett

³¹ Kostnader kan definieras på flera olika sätt och det är därför viktigt att endast beakta kostnader som är relevanta för analysen, vilket här är de *samhällsekonomiska kostnaderna*. Dessa är alltid på något sätt relaterad till en real resursåtgång (av t.ex. arbetskraft, energi, realkapital, material etc.). Kostnaden för en specifik åtgärd utgörs av värdet av de resurser som går åt för att genomföra åtgärden, vilket i sin tur är definierat som den samhällsekonomiska nytta som resurserna hade åstadkommit i sin bästa alternativa användning. Detta skiljer sig från t.ex. företagsekonomiska kostnader som är sådana som direkt påverkar företagets resultaträkning.

teoretiskt perspektiv göra en bedömning kring vilka styrmedel som är mer eller mindre kostnadseffektiva. Detta görs genom att studera de incitament som styrmedlen skapar och huruvida de leder till att (eller i vilken grad) marginalkostnadsvillkoret³² för kostnadseffektivitet uppfylls (se t.ex. Söderholm & Hammar, 2005).

I det som följer ligger fokus dock främst på den mer åtgärdsnära typen av kostnadseffektivitetsanalys.

Risker/osäkerheter

Kopplingen mellan de olika delarna i händelsekedjan (samt deras grad av osäkerhet) är av stor betydelse för att kunna identifiera relevanta åtgärder för att uppnå miljömålet i fråga. Om det råder stor osäkerhet om vilka aktiviteter som orsakar en specifik belastningsfaktor kan det vara nödvändigt att åtgärderna (och därmed styrmedlen) riktas in mot de senare delarna av händelsekedjan (dvs. belastningen, tillståndet och påverkan).

Ifall inte risker och osäkerheter kopplat till olika typer av åtgärder och deras effekter identifierats innebär fokuset på kostnadseffektiva åtgärder att samtliga typer av risker hanteras som likvärdiga (Renn, 2008). Men om risker och osäkerheter förekommer och skiljer sig mellan olika åtgärder kan det vara motiverat att inte rangordna åtgärderna enbart utifrån kostnadseffektivitet. I dessa fall kan det vara motiverat att åtgärder som är robusta i det att de får effekt i samtliga scenarier (inom olika intervaller) är att föredra.

Målkonflikter

Olika typer av åtgärder genererar ofta direkta och indirekta effekter vilket kan påverka andra mål. Inom miljöområdet kan det till exempel handla om att åtgärder som minskar utsläpp av koldioxid ofta även minskar eller ökar utsläppen av andra gaser som kan påverka luftkvalitet. Men det kan även handla om helt andra typer av effekter, exempelvis på sysselsättning, fördelningspolitik, och så vidare. När man ska analysera en åtgärds kostnadseffektivitet behöver man därför också ta hänsyn till andra positiva och negativa synergieffekter. Om man bortser från olika typer av synergieffekter, kan man få en snedvriden bild av en åtgärds kostnadseffektivitet (se Krook Riekkola m.fl., 2011).

Närvaron av negativa synergieffekter av åtgärder innebär målkonflikter vilket kan utgöra argument för att frångå en kostnadseffektiv åtgärdsallokering enbart baserad på åtgärdens effekt på ett specifikt miljömål. Till exempel kan åtgärder vilka har en positiv effekt på flera miljömål vara att föredra framför en, för det specifika målet billigare åtgärd, som inte uppvisar positiva synergieffekter eller rent av innebär negativa

³² Enligt marginalkostnadsvillkoret för kostnadseffektivitet uppnås ett mål när till lägsta möjliga kostnad när samtliga aktörer, på marginalen, möter samma incitament för att t.ex. minska sina utsläpp.

synergieffekter. Närvaron av osäkerhet utgör annat skäl för att frångå en rangordning utifrån enbart kostnadseffektivitet. Exempelvis kan åtgärder som uppvisar effekt under flera eller samtliga scenarier vara att föredra framför åtgärder som enbart har effekt under ett scenario, trots att de senare är mer kostnadseffektiva för detta scenario. I åtgärdsbeskrivningen är det därför viktigt att även identifiera åtgärdens negativa eller positiva effekt på andra miljö- och samhällsmål. Vissa målkonflikter kan dock hanteras av valet samt designen av det styrmedel som implementeras för att få åtgärden genomförd.

Rådighet

Eftersom enbart åtgärder kan föreslås för vilka det råder nationell rådighet behöver denna aspekt inte hanteras i kostnadseffektivitetsanalysen. För regional och globala problem kan det dock vara av intresse att bedöma ifall åtgärder genomförda i andra länder tenderar att vara mer kostnadseffektiva än de åtgärder som föreslås i kostnadseffektivitetsanalysen. Detta kan ge indikation på huruvida man kan tillåta att vissa mål (t.ex. vad gäller koldioxidutsläpp) kan uppnås genom kompensationsåtgärder i andra länder. I dessa fall ger denna analys viktigt beslutsunderlag för förvaltningssystemet.

Integration

Valet av åtgärder kan ta hänsyn till behovet av horisontell integration genom att identifiera eventuella synergieffekter kopplade till respektive åtgärd. Ifall åtgärderna har positiva eller negativa synergieffekter på andra miljömål eller samhällsmål kan detta utgöra skäl för att sträva efter en horisontell integrering av förvaltningssystem (Scharin m.fl., 2016). Vertikal integration hanteras genom att se till att, till exempel, välja lokala och nationella åtgärder vilka kompletterar åtgärder på regional och global nivå (samt vice versa).

Trovärdighet/acceptans

Kostnadseffektivitetsanalysens viktigaste bidrag till miljöpolitikens utmaningar är att den kan förstärka acceptansen och trovärdigheten för miljöpolitiken genom att identifiera de åtgärder vilka uppnår målet till lägsta möjliga kostnad för samhället. Samtidigt kan närvaron av osäkerheter, risker samt målkonflikter motivera avsteg från det mest kostnadseffektiva åtgärdsprogrammet (second-best solutions). Men ifall dessa utmaningar har adresserats, i denna såväl som i de föregående analyserna och tas hänsyn till, i rangordningen av de föreslagna åtgärderna bör trovärdighet av analyserna som beslutsunderlag snarare stärkas.

Sammanfattningsvis syftar kostnadseffektivitetsanalysen till att identifiera hur miljömålen kan uppnås till lägsta möjliga samhällsekonomisk kostnad. Därigenom kan den skapa goda förutsättningar för acceptansen av miljöpolitiken. Men, de utmaningar

som föreligger i form av antingen osäkerheter, målkonflikter och rådighet innebär att det kan vara motiverat att frångå ett åtgärdsprogram som enbart baseras utifrån kostnadseffektivitet. Behovet av horisontell och vertikal integration identifieras i denna analys genom att bedöma ifall åtgärder påverkar andra miljö- eller samhällsmål samt i vilken grad de bidrar eller motverkar till regionala och globala miljömål. Det är därför av stor vikt att i största möjlig mån ta hänsyn till dessa aspekter i framtagandet av ett åtgärdsförslag som är trovärdigt.

3.4 Ex-ante /ex-post analyser av styrmedel

Detta avsnitt beskriver hur de olika utmaningarna kan hanteras i arbetet med rekommendationer av styrmedel, det vill säga ex-ante analyser av styrmedel (se Figur 2). Det är dock även viktigt att ta hänsyn till utmaningarna i utvärderingen av befintliga styrmedel (ex-post analyser i Figur 2) eftersom närvaron av olika utmaningar kanske kan förklara effekterna av befintliga styrmedel.

Först ges en beskrivning av själva utgångspunkten för att utföra dessa analyser. Som nämnts tidigare behöver man inte alltid göra steget med en kostnadseffektivitetsanalys utan kan i vissa fall gå direkt på styrmedlet när marknadsmisslyckandet identifierats. Det är därför inte alltid nödvändigt att identifiera, utforma och bedöma olika alternativa åtgärder för att kunna rekommendera lämpliga styrmedel.

Det kan dock finnas fall då styrmedel inte är motiverat, såsom:

- Att miljöproblemet inte är tillräckligt stort för att motivera de kostnader styrmedlet ger upphov till; eller
- De samhällsekonomiska analyserna indikerar att det inte finns något styrmedel som kan adressera miljöproblemet till en kostnad som kan motiveras av den miljönytta som uppstår; samt
- Rådande trender vad gäller de drivkrafter och aktiviteter som ger upphov till miljöproblemet indikerar att miljömålet inom en snar framtid kommer att uppnå miljömålet utan statlig intervention. (OECD, 2008)

Ifall styrmedel implementeras trots att det inte är motiverat används inte samhällets resurser på ett effektivt sätt, vilket i förlängningen kan skada trovärdigheten för miljöpolitiken och dess styrmedel (även de styrmedel som är motiverade). Över tid kan dock dessa förutsättningar ändras på så sätt att styrmedel blir motiverade.

Om det utifrån den konceptuella analysen bedömts vara motiverat att införa styrmedel bör det i valet av styrmedel ställas följande frågor:

1. Vilka effekter på miljötillståndet ska styrmedlet ge upphov till?

2. Vilka olika sätt (åtgärds kombinationer) finns för att uppnå målet?
3. Vilka aktörer påverkas av styrmedlet?

Som framkommer i Figur 2 så adresserar en ex-ante styrmedelsanalys dessa frågor.

I rekommendationen av ett styrmedel bör det framgå vilken kategori av styrmedel (administrativa, ekonomiska, informativa) som anses lämpligast samt hur det styrmedlet bör utformas för att korrigera för det marknadsmisslyckande som orsakar miljöproblemet i fråga. Bedömning av ett visst styrmedels lämplighet att adressera ett visst problem görs utifrån ett antal olika utvärderingskriterier (Box 1), såsom måluppfyllelse, kostnadseffektivitet, dynamisk effektivitet, fördelningseffekter, transaktionskostnader, hantering av osäkerhet och genomförbarhet (se t.ex. Sterner & Coria 2012, Goulder & Parry, 2008). En rangordning över dessa olika kriterier bör inte göras utan beror på såväl det specifika miljöproblemet som karaktären på åtgärderna mot vilket styrmedlet riktar sig. Generellt kan man dock säga att styrmedel som har hög måluppfyllelse och är kostnadseffektiva är attraktiva ur samhällsekonomisk synpunkt, men huruvida det är måluppfyllelse eller kostnadseffektivitet som bör premieras skiljer sig beroende på miljöproblemet i fråga.

Box 1. Exempel på utvärderingskriterier för styrmedel.

Måluppfyllelse (additionalitet) – i vilken grad leder styrmedlet till att miljömålet i fråga uppnås?

Kostnadseffektivitet – leder styrmedlet till att målet nås till lägsta möjliga kostnad?

Dynamisk effektivitet – leder styrmedlet till incitament för teknikutveckling för de åtgärder som leder mot målet?

Hantering av osäkerheter – på vilket sätt kan styrmedlet hantera eller minska osäkerheterna?

Fördelningseffekter – hur påverkas olika sektorer eller aktörsgrupper av styrmedlet?

Transaktionskostnader – Vilka kostnader (administrativa, juridiska, tillsyn etc.) genereras av själva styrmedlet?

Läckage, rekyleffekter och pollutant swapping – vilken risk finns att styrmedlet leder till t.ex. export av miljöproblem, omfördelningar till annan sektor, andra negativa miljöeffekter, eller till rekyleffekter?

Genomförbarhet – vilket motstånd kan ett visst styrmedelsförslag möta från olika grupper i samhället? Hur lång tid kan det ta från beslut till att styrmedlet träder i kraft?

För de miljöfrågor för vilka drivkrafter och aktiviteter (beteenden) identifierats är det oftast effektivast att rikta styrmedlen mot just dessa i syfte att påverka/förändra individens beteende på ett sådant sätt att målen nås. Det vill säga, man riktar styrmedlen mot själva källan till problem genom att lösa de strukturella problemen i ekonomin/samhället vilka leder till beteenden med icke önskvärd miljöpåverkan (det vill säga negativa externa effekter). För att åstadkomma den beteendeförändringen kan ekonomiska styrmedel ofta vara att föredra (se Appendix A och Appendix C). På grund av närvaron av de olika utmaningarna beskrivna i avsnitt 2 kan möjligheterna att implementera effektiva styrmedel vara begränsade. Det blir då nödvändigt att implementera de "näst bästa" styrmedlen. I den ekonomiska litteraturen benämns detta "second-best" situationer. (Söderholm, 2012)

I vissa fall kan en styrmedelrekommendation utgå direkt från det identifierade marknadsmisslyckandet, utan att identifiera de kostnadseffektiva åtgärderna. Det valda styrmedlet skapar i sig incitament för olika åtgärder vars effekt och kostnad man kan bedöma i efterhand. I dessa fall utförs kostnadseffektivitetsanalysen för de valda styrmedlen, det vill säga man genomför kostnadseffektivitetsanalysen som en

integrerad del av själva styrmedelsrekommendationen.³³ I andra fall kan det vara nödvändigt att först identifiera de kostnadseffektiva åtgärderna för att nå miljömålet för att i nästa steg kunna bedöma vilka styrmedel som kan tillämpas för att få dessa åtgärder genomförda. Vilka åtgärder som ska genomföras, vad som karakteriserar de grupper som ska genomföra åtgärderna samt slutligen hur problemet i sig ser ut kommer att vara av stor betydelse för vilken typ av styrmedel som kan anses vara mest lämpligt.

En förståelse och analys av hela händelsekedjan (Figur 1) från drivkrafter till påverkan är därför nödvändigt för att kunna bedöma effekten av styrmedel. Det finns dock alltid en sannolikhet för att det inom vissa miljöproblemområden inte finns tillräcklig kunskap (rörande systemet som ska förvaltas) för att till fullo förklara förändringar i miljötillståndet utifrån olika belastningar. En förändring av exogena faktorer såsom klimatförändringar kan även innebära ökad sårbarhet givet en viss belastningsmängd (t.ex. övergödning av Östersjön).

Hur de olika utmaningarna bör hanteras i styrmedelsrekommendationen beskrivs nedan.

Osäkerheter/risker

Olika styrmedel kan skilja sig vad gäller deras förmåga att hantera olika typer av osäkerheter. Rätt utformade kan ekonomiska styrmedel, såsom skatter och ersättningar, minska osäkerheterna vad gäller åtgärds kostnader eftersom de skapar incitament till utförarna att genomföra åtgärderna så länge deras marginalkostnad för åtgärden är lägre än skatten/ersättningen. Administrativa styrmedel i form av utsläppsgränser kan minska osäkerheter rörande effekter de olika åtgärderna har.

För att kunna hantera framtida osäkerheter, risker och närvaron av icke-linjära samband behöver styrmedel och institutioner inom förvaltningssystemet vara flexibla och adaptiva (Kinzig m.fl., 2006; Tschakert & Dietrich, 2010). Problembilden som genomförs i den konceptuella modellen kan för vissa miljöproblem behöva revideras kontinuerligt i syfte att minimera befintliga osäkerheter och risker. Detta görs genom att inkludera nya kunskaper och data samt identifiera eventuella förändringar av de exogena processerna. Risken för regimskiften kan motivera att man implementerar fler styrmedel (bland annat sådana som leder till åtgärder vars syfte är att förstärka ett ekosystems resiliens) än vad

³³ Med avseende på kostnadseffektivitet kan styrmedel som på marginalen ger samma incitament för samtliga aktörer ha störst möjlighet att främja de åtgärder som tillsammans minimera samhällets kostnader för att minska en given mängd utsläpp.

som en kostnads-nyttanalyt baserad på linjära samband motiverar (Vetenskaplig rådet för hållbar utveckling, 2018). I närvaron av regimskiften (alt. miljöproblem som kännetecknas av branta marginals-kostnadsfunktioner) kan administrativa styrmedel (t.ex. gränsvärden, belastningsgränser, utsläppsrätter) vara att föredra på grund av deras höga potential för måluppfyllelse (Weitzman, 1974).

Målkonflikter

Olika typer av målkonflikter kan hanteras genom valet av styrmedelstyp och dess utformning. Vid risk för läckage av miljöproblemet kan sådana styrmedel väljas vilka innebär en begränsad eller ingen kostnadsbörda för de aktörer som ska genomföra åtgärderna i syfte att undvika negativa effekter på sysselsättning och/eller läckage. Exempelvis ersättningar (i stället för skatter) för investeringar riktade mot att minska växthusgasutsläpp inom företag som agerar på en världsmarknad och är konkurrensutsatta av internationella företag. Man kan även tänka sig avgifter vilka återförs till de berörda sektorerna/aktörerna i någon form (NOx-avgiften utgör ett sådant exempel).

Rådighet

I styrmedelsvalet kan det förekomma begränsningar vad gäller den nationella rådigheten. Det kan röra sig om EU-direktiv vars implementering strävar efter en viss kategori av styrmedel (t.ex. vattendirektivets efterfrågan av prispolitik) eller internationella regler/överenskommelser såsom WTO, IMO eller EU:s statsstödsregler. Därför måste styrmedelanalysen på olika sätt förhålla sig till olika typer av styrmedelsbegränsningar, genom att se till att föreslagna nationella styrmedel inte står i konflikt med olika regionala eller internationella direktiv, överenskommelser eller dylikt.

Integration

Vid behov behöver styrmedel utformas i syfte att öka den vertikala eller horisontella integrationen av miljöpolitik. Utifrån identifieringen och kvantifieringen av positiva och negativa synergieffekter på övriga miljömål samt andra samhällsmål ges indikationer av vikten av att integrera styrmedel horisontellt. Identifieringen och kvantifieringen av rådighet utgör underlag för att bedöma vikten av en vertikal integrering av styrmedel. Ett tydligt exempel på en sådan integrering var avskaffandet av koldioxidskatten för industrier inom den handlande sektorn i EU ETS. Ett annat var att nedsättningen av koldioxidskatten för industrin behövde motiveras för EU eftersom det tolkades som en subvention vilken kunde strida mot EU:s statsstödsregler.

Trovärdighet/acceptans

Valet av styrmedel för att uppnå målen kan i vissa fall ha stor påverkan på trovärdigheten för den bedrivna miljöpolitiken. Styrmedel vilka upplevs som ineffektiva eller orättvisa (pga. av fördelningseffekterna) påverkar oftast acceptansen, och i

förlängningen kanske även trovärdigheten, negativt. Det kan även uppfattas som orättvist ifall vissa grupper undantas ett styrmedel eller om styrmedlet differentieras mellan olika grupper. Till exempel industrisektorns tidigare nedsättningar av koldioxidskatten samt jordbruks- och fiskenäringen undantag från densamma. Att olika sektorer möter olika styrmedel kan även det upplevas som orättvist. Till exempel kan många fastighetsägare uppleva lagkraven för enskilda avlopp (vilka i många fall innebär stora investeringskostnader) som orättvisa i relation till alla de ekonomiska ersättningar som jordbruket erhåller för åtgärder (t.ex. för våtmarker, fånggrödor, skydds-zoner) med samma syfte (dvs. minska övergödningen).

Det är valet av styrmedlet (t.ex. skatt, ersättning, lagkrav eller information) som i slutändan fastställer fördelningen av åtgärds-kostnaderna mellan olika grupper i samhället. Det är oftast under arbetet med att ta fram förslag på styrmedel för att uppnå ett visst miljömål som intresseorganisationer från näringslivet gör sig hörda. Detta görs för att påverka vilket styrmedel som implementeras eftersom det, som sagt, avgör hur åtgärds-kostnaderna fördelas mellan olika samhällsaktörer. Intresseorganisationer från olika ekonomiska intressegrupper ifrågasätter inte nödvändigtvis miljömålet och dess nytta utan fokuserar på att lobba för de styrmedel som ter sig minst ofördelaktig utifrån deras intressenters perspektiv. Det är därför viktigt att beskriva de fördelningseffekter som olika typer av styrmedel ger upphov till.

Sammanfattningsvis är det under arbetet med styrmedelsrekommendationer och -utvärderingar som fördelningseffekterna kan identifieras, kvantifieras och hanteras. Valet och designen av styrmedlet kan i vissa fall hantera eventuella osäkerheter och målkonflikter. Rätt utformade styrmedel på rätt nivå är en förutsättning för att uppnå den nödvändiga graden av vertikal och horisontell integration. Eftersom valet av styrmedel ger upphov till fördelningseffekter är det av betydelse för acceptansen och trovärdigheten för den bedrivna miljöpolitiken. Det är därför viktigt att adressera de fördelningseffekter som förväntas av ett visst styrmedelsförslag.

3.5 Sammanfattning

De olika samhällsekonomiska analyser beskrivna ovan bidrar med ett transparent beslutsunderlag som förmår adressera och i viss mån hantera de utmaningar (Tabell 2) som beskrivits i avsnitt 2. Med att adressera utmaningen avses att identifiera eller kvantifiera dess närvaro i händelsekedjan medan hantera avser att analysen på något sätt kan ta hänsyn till utmaningen i sina rekommendationer och slutsatser.

Identifieringen av de olika utmaningarna sker huvudsakligen (men inte enbart) i den konceptuella analysen, medan de andra analyserna i huvudsak kvantifierar dessa samt kan ta fram förslag på hur man genom valet av åtgärder och styrmedel på bästa sätt kan

hantera dem. Som framkommit ovan råder det ofta överlappningar mellan de olika analyserna. Exempelvis kan en styrmedelsanalys innehålla en konceptuell analys, och en kostnads-nyttoanalys kan innehålla en kostnadseffektivitetsanalys i det att den bedömer kostnaden utifrån de mest kostnadseffektiva åtgärderna. Det viktigaste är att analyserna besvara den frågeställning de avser besvara med tillräckligt underlag.

Tabell 2. Hur olika utmaningar adresseras (A) eller hanteras (H) i samhällsekonomiska analyser.

	Osäkerheter	Målkonflikter	Rådighet	Integration	Trovärdighet
Konceptuell analys	A	A	A	A	A, H
Kostnads-nyttoanalys	H	A, H	A	A	H
Kostnadseffektivitetsanalys	H	A, H		A	H
Styrmedelsrekommendation	H	H	H	H	H

Ifall någon av analyserna ovan genomförts för en viss miljöfråga men i vilken en eller flera av de beskrivna utmaningarna inte adresserats (t.ex. att man inte tagit hänsyn till närvaron av osäkerheter i kostnads-nyttoanalysen) bör detta tas hänsyn till i de slutsatser som dras av analysen i fråga. Det bör även motiveras varför dessa aspekter inte inkluderades i analysen/analyserna. I en rapport från Vetenskapliga rådet för hållbar utveckling (2018) ges, bland annat, förslag på hur osäkerheter, icke-linjära samband och tröskeleffekter kan adresseras samt hanteras i genomförandet av samhällsekonomiska analyser.

Det bör påpekas att även ifall man gör en kostnads-nyttoanalys för ett styrmedel som indikerar att styrmedlet är samhällsekonomiskt lönsamt (nytta>kostnader) behöver det inte utgöra det mest kostnadseffektiva styrmedlet eller åtgärden för att uppnå målet. Det är därför viktigt att vara medveten om skillnaden i begreppen samhällsekonomisk lönsamhet (nytta>kostnad) och samhällsekonomisk kostnadseffektivitet (det vill säga att man tillämpar det styrmedlet som uppnår målet till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad). Samhällsekonomisk effektivitet innebär å andra sidan att marginalnyttan av miljöförbättring är lika med marginalkostnaden av densamma. Det i sig innebär per definition att målet även är samhällsekonomiskt lönsamt (men inte vice versa). En kostnadseffektiv lösning för att nå målet utgör ingen som helst garanti för att målet i sig är samhällsekonomiskt effektivt eller ens lönsamt.

4 Styrmedel inom miljöpolitiken

Detta avsnitt diskuterar hur de olika utmaningar som beskrivits tidigare kan påverka valet av styrmedel.

Styrmedel brukar delas upp i (i) administrativa styrmedel, (ii) Ekonomiska styrmedel och (iii) information (se Appendix C för en utförligare beskrivning av dessa). Styrmedel har som huvudsakligt syfte att minska/eliminera eller begränsa effekterna av de miljöbelastningar som förknippas med dagens miljötillstånd. Vilken typ av styrmedel (administrativa, ekonomiska eller informativa) som implementeras samt vad i problemkedjan det riktas mot (drivkrafter, aktiviteter, belastning, miljötillstånd eller påverkan) och på vilken geografisk skala (nationellt, regionalt eller internationellt) styrs i hög grad av belastningens och miljöproblemets karaktär men varierar även beroende på vilka samhällsaktörer som berörs.

Var i händelsekedjan (drivkrafter, aktiviteter, belastningsfaktorn, miljötillståndet eller påverkan) styrmedlet riktas mot kan vara av betydelse för valet av styrmedel (t.ex. att gentemot drivkrafter används information och ekonomiska styrmedel i större utsträckning än för andra delar av händelsekedjan). Som nämnts tidigare bör styrmedel i första hand riktas direkt mot de beteenden/beslut i aktivitetsledet av händelsekedjan som orsakar de oönskade förändringarna av miljötillståndet. Detta är skälet till varför den konceptuella analysen utgör ett så viktigt steg för att kunna rekommendera de mest lämpliga styrmedlen. Men i vissa fall kan det av olika anledningar (såsom t.ex. brist på rådighet eller närvaro av osäkerheter) inte vara möjligt eller optimalt att rikta styrmedel mot aktiviteterna. Det kan under sådana omständigheter vara nödvändigt för förvaltningssystemet att rikta styrmedel mot andra delar av händelsekedjan.

I vissa fall kan, till exempel, miljöproblemen enbart hanteras genom åtgärder riktade mot miljötillstånd eller påverkan. Det kan till exempel röra sig om gamla synder (dvs. orsakade av tidigare förekommande aktiviteter) såsom förorenad mark eller kvicksilverutsläpp. I dessa fall har rådigheten över drivkrafter, aktiviteter och/eller belastningsfaktorn upphört vilket gör åtgärder och styrmedel riktade mot dessa verkningslösa. Eftersom det inte är möjligt att rikta styrmedel mot aktiviteter som upphört kan det vara nödvändigt för staten att genomföra egna åtgärder alternativt ersätta andra aktörer för att hantera dessa miljöproblem.

Administrativa styrmedel på nationell nivå tenderar att dominera för miljöproblem där kopplingen mellan aktivitet och belastning är tydlig och geografiskt begränsad (t.ex. fysisk påverkan). Administrativa styrmedel kan i vissa fall även utgöra en grundförutsättning för att tillämpa andra typer av styrmedel, i det att de skapar

förutsättningarna för införandet av t.ex. regleringar, skatter, subventioner, m.m. I jämförelse med andra styrmedel utgör administrativa styrmedel en stor andel av de nationella styrmedlen i Sverige, i vilken miljöbalken (SFS 1998:808) spelar en central roll.

För sektorer/aktiviteter av internationell karaktär såsom sjöfart över hav och marint fiske krävs det i större grad internationella eller regionala styrmedel (alternativt överenskommelser som leder till nationella styrmedel) för att minska belastningen.

4.1 Hur väl fungerar olika styrmedel med avseende på utmaningarna

I detta avsnitt diskuteras hur styrmedel förhåller sig till de olika utmaningarna beskrivna i avsnitt 2. Som nämnts tidigare kan närvaron av de olika utmaningarna ge vägledning vad gäller beslut om vilken typ samt utformning av styrmedel som bör tillämpas i syfte att uppnå de olika de olika miljömålen.

Osäkerheter

Vid osäkerhet i orsak kan i vissa fall styrningen tendera att fokusera på styrmedel som skapar incitament för åtgärder riktade mot tillståndet (restaurering, sanering, förändring) eller mot påverkan (kompensation, mildring). Styrmedel riktade mot tillståndet utgörs i dessa fall ofta av finansiella ersättningar för restaurerande åtgärder. Är det, å andra sidan, utfallet som kännetecknas av osäkerhet riktar sig ofta styrmedlen mot förebyggande åtgärder tidigare i händelsekedjan (drivkrafter, aktivister, belastning). Ifall det råder stor osäkerhet vad gäller effekterna av en viss belastningsfaktor dominerar oftast reglerande styrmedel på grund av deras höga grad av måluppfyllelse (t.ex. barlastvattenkonvention för att minska invasiva arter eller EU:s förbud mot genmodifierade grödor).

Miljöproblem som karaktäriseras av återkopplingsmekanismer (t.ex. internbelastning av näringsämnen från havsbotten) och/eller tröskeeffekter (t.ex. etablerandet av invasiva främmande arter) försvårar ofta en kvantitativ bedömning av olika styrmedelseffekter. I vissa fall kan det ta tid innan ett visst styrmedel har effekt på belastningen eller miljöproblemet (t.ex. kemikalier, näringsämnen), medan effekten i andra fall kan vara mer direkt (t.ex. förbud mot bottentrålning i vissa områden). Under dessa förutsättningar kan det vara viktigt med styrmedel som har stor potential för måluppfyllelse (t.ex. gränskrav, miljötillstånd) eftersom det kan vara förenat med stora miljöskadekostnader av att överskrida tröskeeffekter. Dessutom bör styrmedlen vara adaptiva i det att de snabbt kan korrigeras om nya kunskaper tillkommer.

Kommunikation är av största vikt vid närvaron av risker och osäkerheter. Utbyte av kunskap mellan beslutsfattare, experter, aktörer och allmänheten utgör en viktig aspekt i en framgångsrik miljöpolitik vad gäller hanterandet av osäkra, komplexa, och tvetydiga

risker. Kommunikation kan även syfta till att skapa och bevara förtroende mellan beslutsfattare och de aktörer som behöver genomföra åtgärder i syfte att hantera olika risker. (Renn m.fl., 2011) Kommunikationen underlättas ifall miljöpolitiken är vertikalt och horisontellt integrerad.

Målkonflikter

Det är i huvudsak målkonflikter kopplade till själva styrmedlet som påverkar valet av styrmedel. Risken för läckage kan innebära att man undviker styrmedel vilka ålägger en stor del av åtgärdskostnaden på de sektorer som orsakar belastningarna eftersom detta skulle kunna leda till att produktionen flyttar utomlands. Till exempel dominerar ersättningar för åtgärder inom jordbrukssektorn medan knappt någon beskattning görs av deras utsläpp (t.ex. växthusgaser, näringsämnen). Ersättningar motiveras i vissa fall utifrån fördelningsspolitiska hänsyn. I vissa fall motiveras styrmedel utifrån deras effekter på sysselsättning, i det att man från en politisk ståndpunkt har en tendens att föredra styrmedel vilka innebär en ökad sysselsättning (speciellt i glesbygdsområden).

Rådighet

I vissa fall råder begränsad nationell rådighet över styrmedel vilket innebär att Sverige har inga eller begränsade möjligheter att påverka valet av styrmedel, dess utformning, eller nivå. Till exempel måste EU:s handelssystem för utsläppsrätter (EU ETS) tas som given för svensk del eftersom vi ej på egen hand kan påverka dess utformning vad gäller aspekter såsom utsläppsbubblans storlek, tilldelning eller auktionering av utsläppsrätter.

Om det föreligger begränsad rådighet att med nationella styrmedel/åtgärder påverka drivkrafterna bakom ett visst miljöproblem, tenderar förvaltningssystemet att fokusera på de delar av händelsekedjan för vilken rådigheten är större. Exempelvis är det svårt för Sverige att påverka drivkrafter bakom de maritima oljetransporter som sker vid våra kuster, och till hög grad även själva aktiviteten, vilket gör det nödvändigt att rikta in förvaltningssystemet mot själva belastningsfaktorn (oljespill) och dess effekter på miljötillståndet. I fallet med begränsad rådighet är det dock viktigt att arbeta på att få till stånd bi- eller multilaterala överenskommelser som gör det möjligt att adressera de exogena belastningsfaktorerna. Även om det inte är vanligt kan man i vissa fall även komma överens om överstatliga styrmedel riktade mot drivkrafterna och/eller aktiviteterna. Sådana styrmedel har en tendens att i de flesta fall vara administrativa eller informativa. Av olika skäl (bl.a. administrativa) förekommer sällan ekonomiska styrmedel på överstatlig nivå.

Horisontell och vertikal integration

Styrmedel behöver vara horisontellt integrerade vid närvaron av målkonflikter eller om de eller de åtgärder de genererar karakteriseras av positiva synergieffekter. För övergripande miljömål (t.ex. *Levande skogar*, *Storslagen fjällmiljö* och *Hav i balans*) är

den horisontella integrationen en nödvändighet eftersom det i dessa fall är ett flertal specifika miljöproblem (t.ex. luftföroreningar, biologisk mångfald, vattenkvalitet, nedskräpning, fysisk påverkan) som behöver adresseras för att nå målet. För vissa områden är det i dagsläget redan en hög grad av vertikal integration av förvaltningssystemet (t.ex. Vattendirektivet, Marina direktivet, Aktionsplan för Östersjön).

Vertikal integration av förvaltningssystemet och dess styrmedel förekommer i viss grad för många av de miljöproblem över vilka den nationella rådigheten är begränsad. Exempelvis klimatpolitiken, Montrealprotokollet, och Göteborgsprotokollet för luftföroreningar. I vissa fall förekommer vertikal integration även för miljöområden där den nationella rådigheten är stor (t.ex. Espoo konventionen om biologisk mångfald, Nitratdirektivet, Vattendirektivet). Visserligen kan några av dessa förklaras av att det rör sig om globala intressen (t.ex. biologisk mångfald) medan motivering för andra kanske skulle kunna ifrågasättas. Till exempel så kritiserar ibland EU:s vattendirektiv för att inte ta hänsyn till de stora skillnader i förutsättningar som råder mellan olika länder vad gäller kostnaderna och nyttan av att uppnå en god ekologisk status.

Trovärdighet och Acceptans

Kostnaderna av att införa styrmedel då de inte behövs eller använda sig av fel styrmedel kan vara betydande och drabba såväl myndigheter, privatpersoner samt företag.³⁴ Det kan även leda till ett urholkat förtroende för statens miljöpolitik vilket innebär en minskad trovärdighet. Effektiva styrmedel, å andra sidan, uppnår de uppsatta miljömålen och detta till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad. Det vill säga, så få resurser som möjligt tas i anspråk för att nå målen vilket inte bara innebär att resurser finns tillgängliga för andra samhällsmål men även att förtroendet/acceptansen för den rådande miljöpolitiken kan förstärkas. Det är dock inte självklart att effektiva styrmedel upplevs som trovärdiga av samtliga samhällsaktörer. Administrativa styrmedel kan i vissa fall upplevas som orättvisa (om de är uniforma) eftersom de i många fall inte tar hänsyn till att kostnaden för att genomföra den åtgärd som styrmedlet riktar sig mot kan variera mellan olika aktörer. Samtidigt kan de uppfattas som trovärdiga i förhållande till deras förmåga att leda till måluppfyllelse. Vissa ekonomiska styrmedel kan upplevas som orättvisa (oftast skatter) eftersom de i vissa fall inte tar hänsyn till att olika aktörer har olika möjligheter att bära skattebördan. En förklaring till den höga närvaron av

³⁴ Styrmedel (genom de åtgärder de riktas mot) genererar nyttor och kostnader för samhället och en implementering av ineffektiva styrmedel kan påverka den övriga ekonomin negativt genom att lägga en onödig stor börda på myndigheter, företag och hushåll.

styrmedel i form av ersättningar och information är att de baseras på frivillighet från den aktör som ska genomföra åtgärden, vilket oftast är mindre kontroversiellt än skatter och krav.

4.2 Sammanfattning styrmedel

Det kan finnas olika anledningar till varför det kan vara viktigt att styrmedel inriktade på miljöproblem är flexibla (Scharin m.fl. 2016). Om det finns anledning att tro att en eller flera av de drivkrafter eller aktiviteter som är av betydelse för miljöproblemet kommer att öka i framtiden (t.ex. gruvbrytning, transporter, energiproduktion) måste de relevanta styrmedlen kunna anpassa sig till en sådan förändring. Det vill säga fler åtgärder kan behövas för att uppnå det önskade miljötillståndet eftersom en ökning av drivkrafter/aktiviteter leder till en ökad belastning på miljötillståndet (allt annat lika). Detta understryker också vikten av att utveckla olika scenarier vilka hanterar osäkerheter kopplade till möjliga utvecklingar av drivkrafter/aktiviteter och därmed belastningsfaktorer. Scenarierna kan även användas för att skapa beredskap med lämpliga styrmedel som kan förflytta oss från utfallet av ett oönskat scenario till ett önskat scenario (baserat på närvaron olika signaler vilka indikerar att man är på väg att hamna i ett oönskat scenario). Osäkerheter kan i vissa fall enklast hanteras genom att helt enkelt beskriva resultaten inom vissa intervall. Exempelvis skulle osäkerhet rörande kostnaden för våtmarker att rena kväve kunna uttryckas som ett intervall.

Det andra argumentet för flexibla styrmedel baseras på närvaron av så kallade "rörliga mål" (se avsnitt 2.1). Vid närvaron av rörliga mål kan det behövs mer styrning eftersom det, även vid en oförändrad belastning, krävs mer åtgärder för att uppnå det önskade miljötillståndet.³⁵ I vissa fall kan det ta tid innan ett visst styrmedel har effekt på belastningen eller miljöproblemet (t.ex. kemikalier, näringsämnen), medan effekten i andra fall kan vara mer direkt (t.ex. förbud mot bottenrålning i vissa områden).

För miljöproblem som kännetecknas av stora osäkerheter vad gäller händelsekedjan mellan drivkrafter och miljötillstånd blir det svårt att förutspå effekten av styrmedel riktade mot åtgärder tidigt i händelsekedjan. Exempelvis miljömålet *En giftfri miljö* kännetecknas i vissa fall av stora osäkerheter vad gäller vilka drivkrafter och aktiviteter som ligger bakom belastning av miljöfarliga ämnen till olika ekosystem. Även biologisk mångfald kännetecknas idag oftast av stora osäkerheter vad gäller miljötillståndets påverkan på den mänskliga välfärden. Med andra ord så är det svårt att fullt ut

³⁵ Mål kan enbart vara rörliga ifall de uttrycks kvantitativt (t.ex. koncentration av fosfor, fiskbiomassa). Mål som uttrycks kvalitativt (t.ex. hav i balans) kan ej vara rörliga.

identifiera, kvantifiera och värdera de nyttor som påverkas av förändringar i den biologiska mångfalden för olika ekosystem (se t.ex. Jordbruksverket, 2106 samt Scharin, 2017). Om det är svårt att konkretisera nyttan skapas även svårigheter i att bedöma effekterna på nyttan av möjliga åtgärder och styrmedel.

5 Förvaltningssystemets misslyckanden

I vissa fall beror miljöpolitikens svårigheter att nå de utsatta miljömålen kanske huvudsakligen på själva förvaltningssystemets utformning och arbetsprocesser snarare än närvaron av de i avsnitt 2 beskrivna utmaningarna. Detta avsnitt beskriver möjliga brister inom förvaltningssystemet som kan påverka möjligheterna att uppnå miljökvalitetsmålen. Att förvaltningssystemet har svårt att uppnå målen, även om utmaningarna i systemet är hanterade, kan bero på att det inte förmår hantera målkonflikter, jobbar gentemot otydliga målformuleringar eller att förvaltningssystemet inte klarar av att säkerställa en hög efterlevnad av de beslutade styrmedlen. Det skulle även kunna förklaras av att samhällsekonomiskt beslutsunderlag inte tagits fram alternativt inte beaktats i utformning av förvaltningssystemet (dvs. målformuleringar, valet av styrmedel och åtgärder).

5.1 Målkonflikter, målformuleringar, efterlevnad

Ett tydligt misslyckande i det svenska förvaltningssystemet är det inte på ett konstruktivt sätt lyckats hantera problemet med målkonflikter (se Nerhagen m.fl., (2018) och referenser däri). Detta kan förklara varför miljömål i vissa fall fått stå tillbaka för andra samhällsmål utan att detta alltid har kunnat motiverats utifrån ett samhällsekonomiskt effektivitetsperspektiv. Att flertalet miljömål är vagt formulerade, svåra att konkretisera samt kvantifiera, försvårar möjligheterna att bedriva en effektiv miljöpolitik. Även om definitionen av många av Sveriges miljömål i sig inte uppfyller kraven på kvantifierbara mål (t.ex. *Hav i Balans*, *Storslagen fjällmiljö*, *Ett levande odlingslandskap*) kan dess strecksatser/etappmål göra det.³⁶

Vaga mål som inte kan kvantifieras innebär att det inte går att bedöma olika styrmedels och åtgärders effekt på målet och därmed inte heller ta fram kostnadseffektiva styrmedel och åtgärdsprogram. I förlängningen blir det därmed inte heller möjligt att bedöma vilken styrning som lämpar sig bäst för att nå målet. Styrmedel riktade mot biologisk mångfald bedöms ofta som misslyckade trots att den nationella rådigheten över problemet (och därmed målet) är stort. Förklaringen tycks ligga i svårigheten att konkretisera och kvantifiera detta mål vilket i sin tur gör det svårt att identifiera kostnadseffektiva åtgärder och styrmedel.

³⁶ För Biologisk mångfald uttrycks t.ex. följande etappmål; Minst 20 procent av Sveriges land- och sötvattensområden samt 10 procent av Sveriges marina områden ska senast år 2020 bidra till att nå nationella och internationella mål för biologisk mångfald. <https://www.miljomal.se/etappmalen/Biologisk-mangfald/>

Svårigheter med att få fram konkreta och kvantifierbara mål kan i slutändan leda till att mål istället sätts för medlen som ska nå målet. Men även i de fall konkreta mål förekommer tas det i vissa fall fram mål för själva implementeringsgraden av olika åtgärder. Genom att sätta upp kvantitativa mål för genomförandegraden av olika åtgärder finns risken för att man blandar ihop mål och medel.³⁷ Då förvaltningssystemets främsta syfte är att nå ett visst mål, kan ett fokus på ett visst medel innebära att alternativa åtgärder att nå målet inte beaktas. Exempelvis är syftet med styrmedlet bonus malus att minska växthusgasutsläppen från biltransporter och inte att öka antalet miljöbilar (det är själva åtgärden). Bonus malus ska därför inte enbart jämföras med andra alternativa styrmedel för att öka antalet miljöbilar utan också gentemot andra styrmedel som kan minska växthusgasutsläppen.

Rothstein (2010) understryker att det finns en fara med att berörda tjänstemän strävar mot att uppnå mål utan att opartiskt redovisa konsekvenserna (kostnader och nyttor) av att uppnå målen. Detta kan enligt Rothstein ha en negativ påverkan på allmänhetens förtroende för såväl förvaltningssystemet som det demokratiska systemets legitimitet.

Bristen på efterlevnad kan i vissa fall utgöra förklaringen till varför förvaltningspolitiken inte uppnår de önskade effekterna på miljömålen. Även om styrmedel finns på plats kan effekten på miljömålen begränsas ifall efterlevnaden av dem är låg. Det är i huvudsak för administrativa styrmedel som det kan finnas starka incitament att inte efterleva, medan ekonomiska, i form av skatter och avgifter, kan vara svårare att undvika. Några av de faktorer som avgör graden av efterlevnad är den ekonomiska vinsten av att inte uppfylla åtagandet, risken för att bli upptäckt (vilken är kopplat till tillsynen) samt kostnaderna vid upptäckt (t.ex. viten). Att sannolikheten till exempel är liten för att bli påkommen med avsiktlig dumpning av avfall till sjöss innebär att efterlevnaden kan förväntas vara låg. Detta skulle kunna motverkas genom att antingen öka tillsynen eller kostnaderna (vitena) vid upptäckt. Även kunskapen om och acceptansen för styrmedlet bland de samhällsgrupper som styrmedlet riktar sig mot har stor betydelse för graden av efterlevnad. Därför kan även informationskampanjer användas i syfte att öka efterlevnadsgraden.

En annan orsak till att förvaltningssystem inte förmår uppnå de satta målen kan helt enkelt vara att man inte implementerat tillräckligt med styrmedel och åtgärder för att nå målen. Med andra ord så råder ett genomförandeunderskott. Ett av syften med den

³⁷ Detta kan på sikt leda till en ineffektiv miljöpolitik eftersom förändringar i t.ex. teknologisk utveckling kan innebära att det satta åtgärds målet inte längre är motiverat utifrån ett kostnadseffektivitetsperspektiv.

fördjupade utvärdering som Naturvårdsverket genomför med jämna mellanrum är att bedöma ifall det föreligger ett genomförandeunderskott för respektive miljömål.

5.2 Utförande och användande av samhällsekonomiska analyser

Detta avsnitt avser diskutera i vilken grad de olika samhällsekonomiska analyserna används som beslutsunderlag för att utforma miljöpolitiken samt vilken betydelse det kan ha vad gäller utformningen av förvaltningssystemet.

Nerhagen m.fl. (2018) studerar i vilken grad samhällsekonomiska analyser utförs i det svenska miljöarbetet samt bedömer även kvaliteten på dessa. De bedömer även i vilken grad genomförda analyser har påverkat politiska beslut rörande styrmedel. Författarna finner att arbetet med samhällsekonomiska analyser inte utgör ett väletablerat arbetssätt i det svenska förvaltningssystemet. Kompetensbrist, en misstro gentemot ekonomiska analyser, att miljöarbetet överlag är målstyrt samt att det saknas ett institutionellt ramverk för när och hur dessa analyser ska genomföras finner Nerhagen m.fl. (2018) vara de främsta förklaringarna bakom denna brist. De lyfter även att det till viss del rör sig om ett resursproblem eftersom det på vissa myndigheter endast finns ett fåtal anställda nationalekonomer, vilkas kompetens är nödvändiga för utförandet av dessa analyser. Nerhagen m.fl. (2018) lyfter även det faktum att tjänstemän inom förvaltningssystemet är mer specialiserad och även inbegriper, förutom jurister, ekonomer och statsvetare, en stor andel naturvetare. Dessa tillför visserligen väldigt viktig kunskap vad gäller systemet som ska förvaltas men är kanske inte alltid har den nödvändiga kompetensen som krävs för att ta fram opartiska och välavvägda beslutsunderlag för utformningen av förvaltningssystemet.

I sin rapport från 2012 konstaterade Statskontoret att man inom Sverige vid en internationell jämförelse inte kommit lika långt i att kartlägga miljöproblemens orsak (dvs, incitament och beteenden kopplade till drivkrafter, aktiviteter) och verkan (dvs. påverkan på människans välfärd) utan att tyngdpunkten i Sverige istället har legat på att beskriva miljötillstånd. Den starka målstyrningen inom det svenska miljöförvaltningssystemet kan vara orsaken till detta fokus vilket indirekt kan förklara de samhällsekonomiska analyserna svaga roll (Nerhagen m.fl., 2018)

Det råder även en brist på ex-post analyser av styrmedel, det vill säga utvärderingar av effekten av befintliga styrmedel med avseende på olika kriterier ett antal år efter att de har implementerats (Nerhagen m.fl., 2018 och referenser däri). Sådana utvärderingar är värdefulla dels för att man kan fastlägga i vilken grad styrmedlen har för lett till de effekter de förväntades ha i ex-ante analyserna men även för att de kan vara behjälpliga i att modifiera processerna för att genomföra analyser av styrmedel (oavsett om det rör

sig om ex-post eller ex-ante analyser). Bristen på systematiska utvärderingar av befintliga styrmedel skapar även osäkerheter om vilken effekt implementerade styrmedel har haft. Styrmedel har i vissa fall dessvärre implementerats trots bristande analysunderlag vad gäller styrmedlets lämplighet att hantera den berörda marknadsmisslyckanden (t.ex. Samakovlis m.fl., 2007; Broberg m.fl., 2010; Nerhagen m.fl., 2017).

De samhällsekonomiska analyserna bör komma in vid rätt tidpunkt i den miljöpolitiska processen om de ska ge vägledning för målformuleringar, åtgärder och styrmedel. Alltför ofta genomförs dock dessa analyser sent i processen, i värsta fall när man redan bestämt sig för såväl åtgärder som styrmedel. Det är även viktigt att de tidigare leden av samhällsekonomiska analyser är väl genomförda. Att exempelvis utföra en styrmedelsanalys baserat på undermåligt utförda samhällsekonomiska analyser i det tidigare skedet kan leda till felaktiga beslut även om själva styrmedelsanalysen är av god kvalitet. Det är därför av största vikt att det tas fram tydliga rutiner i arbetet för att inkludera rätt analys i rätt steg i processen.

6 Slutsatser och diskussion

Detta avslutande avsnitt avser belysa vilka slutsatser som kan tas av rapporten följt av en mer allmän diskussion om möjliga vägar framåt. Syftet med denna rapport var att beskriva hur samhällsekonomiska analyser kan bidra till att förbättra miljöpolitiken utifrån ett antal olika identifierade utmaningar. Detta syfte har uppnåtts genom att först beskriva dessa olika utmaningar för att därefter ge förslag på hur dessa kan adresseras samt hanteras i samhällsekonomiska analyser. Dessutom beskrivs hur dessa utmaningar kan påverka valet av styrmedel. Slutligen lyfts ifall det finns brister i själva förvaltningssystemet som kan behöva hanteras i syfte att förbättra förutsättningarna för att nå de olika miljömålen.

6.1 Slutsatser

Rapportens kanske viktigaste slutsats är att miljöpolitiken har att hantera olika utmaningar vilka kan kopplas såväl till det system som ska förvaltas som förvaltningssystemet och att de samhällsekonomiska analyserna kan vara behjälpliga i detta arbete. Det finns därför ett behov av att i ett tidigt stadie utföra en bred problemanalys, vilken inte bara analyser de naturvetenskapliga sambanden för ett specifikt miljöproblem utan även de beteendevetenskapliga, eftersom det i slutändan oftast är individers och företags beteende som behöver förändras för att nå miljömålen. Det är därför redan i detta skede som de samhällsekonomiska analyserna fyller en viktig funktion.

En av de största utmaningarna består av att hantera de olika typer av osäkerheter och risker som förekommer i såväl systemet som ska förvaltas men även i förvaltningssystemet. Det är därför viktigt att förstå de olika typerna, var de förekommer samt i vilken grad den kan tänkas påverka möjligheterna av att nå olika miljö kvalitetsmål. Närvaron av målkonflikter gentemot andra miljö- eller samhällsmål kan försvåra uppfyllandet av miljö kvalitetsmålen. Målkonflikter kan orsakas av att det specifika miljömålet i sig, de åtgärder som ska genomföras eller de implementerade styrmedlen står i konflikt med andra miljö- eller samhällsmål såsom, till exempel, sysselsättningsmål, levande landsbygd eller regelförenkling. Graden av nationella rådigheten påverkar möjligheterna för miljöpolitiken att uppnå de olika miljömålen (med hjälp av åtgärder och styrmedel). Rådigheten kan bero på såväl det system som ska förvaltas som på själva förvaltningssystemet.

Horisontell och vertikal integration av miljöpolitiken är nödvändigt för att hantera målkonflikter, begränsad nationell rådighet samt för att öka trovärdigheten av miljöpolitiken. Den ökade globaliseringen samt förståelsen av ekosystemens komplexitet

(samverkan mellan olika processer och funktioner) innebär att betydelsen av denna integration har ökat. En fragmenterad miljöpolitik innebär oftast svårigheter att uppnå miljömålen. Trovärdigheten och acceptansen för den drivna miljöpolitiken har även den betydelsen för möjligheterna att på ett effektivt sätt nå de satta miljömålen. Ifall miljöpolitiken inte upplevs som trovärdig av allmänheten eller de aktörer som berörs av de olika styrmedlen finns det stora risker att de implementerade styrmedlen inte får den önskade effekten på målen på grund av exempelvis låg efterlevnad. Närvaron av dessa utmaningar och i viss grad oförmågan att hantera dessa kan enligt denna rapport utgöra en förklaring till miljöpolitikens begränsade effekter på de svenska miljö kvalitetsmålen.

För att förstå systemet som ska förvaltas krävs det i hög grad naturvetenskaplig kompetens, speciellt vad gäller att sammankoppla aktiviteter, belastningsfaktorer och effekterna på miljötillståndet. Men även beteendevetenskap (såsom nationalekonomi) behövs för att exempelvis kunna kartlägga de socio-ekonomiska drivkrafterna som ger upphov till aktiviteterna, samt hur förändringar i miljötillståndet påverkar den mänskliga välfärden. Eftersom själva problemformuleringen bör ha sin utgångspunkt i att identifiera och förstå de incitament som ger upphov till det oönskade beteendet är beteendevetenskaplig (samhällsekonomisk) kompetens nödvändig. Ett av skälen till att miljöpolitiken inte lyckats med att nå miljö kvalitetsmålen är enligt Nerhagen m.fl. (2018) det faktum att tjänstemän inom förvaltningssystemet är mer specialiserad och även inbegriper, förutom jurister, ekonomer och statsvetare, en stor andel naturvetare. Dessa tillför visserligen väldigt viktig kunskap vad gäller systemet som ska förvaltas men är kanske inte alltid har den nödvändiga kompetensen som krävs för att ta fram opartiska och välavvägda beslutsunderlag för utformningen av förvaltningssystemet. Vad gäller förvaltningssystemets utformande blir den samhällsekonomiska kompetensen (samt även juridisk och statsvetenskaplig kompetens) av ännu större vikt i arbetet med att ta fram förslag på styrmedel, mål och strategier. Sammanfattningsvis kräver miljö politikens komplexitet att flertalet olika vetenskapsdiscipliner samverkar.

De samhällsekonomiska analyserna bidrar med en normativ verktygslåda, vilket fokuserar på att ta fram ett beslutsunderlag för olika miljöpolitiska förslag (rörande val av mål, åtgärder och styrmedel) (Söderholm, 2012). Analyserna baseras på bedömningar av samhällsekonomiska konsekvenser och i vissa fall samhällsekonomiska lönsamhet eller effektivitet. Dessa analyser kan på ett strukturerat sätt adressera samt hantera de olika utmaningarna som beskrivits i denna rapport. Det bör dock understrykas att de samhällsekonomiska analyserna baseras på input från andra kunskapsområden för att kunna utföras på ett gediget sätt. Närvaron av vaga miljömålsformuleringar vilka är svåra att kvantifiera innebär dock stora svårigheter för de samhällsekonomiska

analyserna att bedöma den samhällsekonomiska kostnadseffektiviteten av åtgärds- och styrmedelsförslag. Detta försämrar kvaliteten på beslutsunderlaget och kan leda till en ineffektiv utformning av förvaltningssystemet.

En miljöpolitik som utformas med dessa samhällsekonomiska analyser som vägledning har större chans att erhålla trovärdighet och acceptans från allmänheten eftersom de på ett transparent tillvägagångssätt förmår identifiera problem och motiv till statlig intervention, utforma mål och medel, samt beskriva konsekvenserna (kostnader och nyttor samt fördelningseffekter) kopplade till olika förslag inom miljöpolitiken rörande mål, åtgärder och styrmedel. Därigenom bidrar de med att motivera valen ur ett samhällsekonomiskt perspektiv genom att ta fram förslag på kostnadseffektiva lösningar för att nå olika miljömål.

I utformningen av förvaltningssystemet (speciellt med avseende på mål och styrmedel) spelar de samhällsekonomiska analyserna en avgörande betydelse för att miljömålen ska nås på ett samhällsekonomiskt effektivt tillvägagångssätt. De styrmedel som implementeras inom förvaltningssystemet behöver utformas med hänsyn till utmaningar och baseras på tidigare samhällsekonomiska analyser (även ex-post analyser när dessa finns). Valet av styrmedel påverkas, i bästa fall, av det samhällsekonomiska beslutsunderlaget och dess kvalitet (underlaget bör sträva efter att fånga komplexiteten av miljöproblemet, vara transparent samt vetenskapligt underbyggt) men kan i många fall även påverkas av andra hänsyn och incitament, vilka kanske inte alltid fångas av analyserna eftersom de kan vara svåra att identifiera på förhand.

Den befintliga utformningen av miljöförvaltningssystemet, bland annat vad gäller val av styrmedel, kan i viss grad förklaras av de utmaningar som kännetecknar miljömålet i fråga. Vad gäller själva förvaltningssystemet så är det viktigt att de miljömål som styrmedlen strävar mot är konkreta och kvantifierbara. Det är även viktigt att de åtgärder (vars avsikt är att uppnå målen) inte blandas ihop med själva målen, vilket kan ske när man formulerar kvantitativa mål för själva åtgärderna.

I närvaron av osäkerheter, risker, kunskapsbrist och rörliga mål är det av stor vikt av förvaltningssystemet är flexibilitet vad gäller utformningen av såväl mål som styrmedel. För detta är det viktigt med iterativa processer i vilka förändrade förutsättningar samt nya kunskaper kan integreras i beslutsunderlaget i syfte att utforma en effektiv miljöpolitik. Den återkommande Fördjupade Utvärderingen av miljökvalitetsmålen utgör en sådan iterativ process men det finns behov av mer löpande analyser samt systematiska utvärderingar *ex post*.

Ett budskap av denna rapport är att för att kunna utforma en bra miljöpolitik behöver man behärska analyser av såväl natur som samhälle, liksom kopplingen mellan dessa system. De samhällsekonomiska analyserna utgör ett transparent och välbeprövat verktyg för att adressera och hantera dessa utmaningar i syfte att ta fram ett beslutsunderlag som kan bidra till ett effektivare förvaltningssystem. Nationalekonomer i allmänhet och miljöekonomer i synnerhet har den rätta utbildningen för att genomföra dessa analyser, men även annan kunskap/expertis (t.ex. naturvetenskaplig, juridisk) är nödvändiga i detta arbete. Det är även viktigt att genomförandet av de samhällsekonomiska analyserna sker förutsättningslöst och inte låter sig påverkas av politiska eller andra särintressen, eftersom det inte bara riskerar skapa obalans utan även kan skada miljöpolitikens trovärdighet.

6.2 Diskussion

Med denna rapport som utgångspunkt vore det önskvärt att inom arbetet med den fördjupade utvärderingen av miljökvalitetsmålen försöka bedöma i vilken grad de olika utmaningarna kan förklara svårigheter i att nå miljömålen. Det kan även vara av intresse att bedöma i vilken grad dessa svårigheter beror på egenskaper i det system som ska förvaltas (t.ex. närvaron av osäkerheter/risker, rådighet, målkonflikter) eller ifall det beror på brister i själva förvaltningssystemet (t.ex. vad gäller integration, trovärdighet, målformuleringar, framtagandet och genomslaget av beslutsunderlag, eller tillämpade styrmedel).

Genom att identifiera olika typer av utmaningar samt adressera och hantera dess i de samhällsekonomiska analyserna på ett transparent och vetenskapligt förankrat tillvägagångssätt kan trovärdigheten för förvaltningssystemet förhoppningsvis förstärkas. Detta skulle i sin tur öka förutsättningarna för att bedriva en effektiv miljöpolitik som ökar förutsättningarna att nå miljömålen. En naturlig fortsättning på denna rapport vore därför att utveckla processer/verktyg för att identifiera och kategorisera de olika utmaningarna som kan kopplas till ett specifikt miljömål. Detta skulle, till exempel, kunna göras genom framtagandet checklistor vilka på ett heltäckande sätt adresserar närvaron av de olika miljöpolitiska utmaningarna i såväl systemet som ska förvaltas som förvaltningssystemet.

En identifiering av de rådande utmaningarna kan indikera vilken typ av forskning som skulle vara av nytta för att förbättra det beslutsunderlag, i form av bland annat samhällsekonomiska analyser, som är nödvändigt för utformningen av ett effektivt förvaltningssystem. Det kan till exempel röra sig om att minska de kunskapsluckor och osäkerheter som förekommer i såväl systemet som ska förvaltas som i förvaltningssystemet.

Referenser

- Alcamo, J. 2001. Scenarios as tools for international environmental assessment, Environmental issue report 24, Experts' corner report, Prospects and Scenarios No 5, European Environment Agency
- Armitage, D., Berkes, F., & Doubleday, N. 2010. Adaptive co-management: Collaboration, learning, and multi-level governance. Vancouver, BC: UBC Press.
- Atkins, J., Burdon, D., Elliott, M., Gregory, A. J. 2011. Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin* 62: 215–226
- Barton D.N., T. Saloranta, T.H. Bakken, A.L. Solheim, J. Moe, J.R. Selvik and N. Vagstad. 2005. Using Bayesian network models to incorporate uncertainty in the economic analysis of pollution abatement under the Water Framework Directive. *Water Science and Technology: Water Supply*. Vol.5, No.6, pp.95-104.
- Boonstra, W. J. 2016. Conceptualizing power to study social-ecological interactions. *Ecology and Society*, 21(1), 21. <https://doi.org/10.5751/ES-07966-210121>
- Borja, A.; Elliot, M.; Andersen, J.H.; Berg, T.; Carlsensen, J.; Halpern, B.S.; Heiskanen, A.; Korpinen, S.; Lowndes, J.S.S.; Martin, G.; et al. 2016. Overview of integrative assessment of marine systems: The ecosystem approach in practice. *Front. Mar. Sci.* 2016, 3, 1–20.
- Boyes, S.J., Elliott, M., 2014. Marine legislation – the ultimate ‘horrendogram’: International law, European directives & national implementation. *Mar. Pollut. Bull.* 86, 39–47.
- Boyes, S.J., Elliott, M., 2015. The excessive complexity of national marine governance systems – has this decreased in England since the introduction of the Marine and Coastal Access Act 2009? *Mar. Policy* 51, 57–65.
- Broberg, T., Samakovlis, E. & Forslund, J., 2010. Investeringsstöd - ett överskattat styrmedel i miljöpolitiken. *Ekonomisk debatt*, 38(3), pp. 17-26.
- Brännlund R. och Kriström B., 2012. Miljöekonomi. Studentlitteratur.
- Carlén, B., S. Mandell, och A. Carling. 2005. Svensk klimatpolitik under nationellt respektive avräkningsmål, ER 2005:29, Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Coleman, J. 1988. Social Capital in the Creation of Human Capital. *American Journal of Sociology*, 94, S95-S120. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/2780243>
- Cooper, P. 2012. Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecological Economics*. 94 (10) 106-115. DOI:10.1016/j.ecolecon.2013.07.010

- Cottrell, A., and Lucchetti, R. 2016. Gretl: GNU Regression, Econometric and Time-series Library. <http://gretl.sourceforge.net>.
- Department of Environment and Heritage Protection (DEHP), 2012. Pictures Worth a Thousand Words: A Guide to Pictorial Conceptual Modelling. Department of Environment and Heritage Protection, Brisbane
- EEA. 1995. Europe's Environment: the Dobris Assessment. European Environmental Agency, Copenhagen.
- Elliott, M. 2011. Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures – a numbered guide. *Marine Pollution Bulletin*, 62: 651-655.
- Elliott, M. 2014. Integrated marine science and management: wading through the morass. *Marine Pollution Bulletin*, 86(1/2): 1-4.
- Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J. P., Borja, A., Cormier, R., de Jonge, V. N., Turner, R. K. 2017. "And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" – A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin* 118, 27-40.
- Fischenich, C., 2008. The Application of Conceptual Models to Ecosystem Restoration. U.S. Army Corps of Engineers, Environmental Advisory Board Washington D.C.
- Galloway, J N, J D Aber, J W Erisman, S P Seitzinger, R W Howarth, E B Cowling and B J Cosby, 2003. "The Nitrogen Cascade", *Bioscience*, vol 53, s 341–356.
- Gilek, M., B. Hassler, A.M. Jonsson, and M. Karlsson. 2011. Coping with Complexity in Baltic Sea Risk Governance. *AMBIO*. doi:10.1007/s13280-010-0122-4.
- Goulder, L.H., & Parry, W.H. 2008. Instrument choice in environmental policy, *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(2). 152–174.
- Gregory, A.J., Atkins, J.P., Burdon, D. and M. Elliott. 2013. A problem structuring method for ecosystem-based management: The DPSIR modelling process, *European Journal of Operational Research*, Volume 227, Issue 3, 16 June 2013, Pages 558-569
- Gustafsson, B. G., Schenk, F., Blenckner, T., Eilola, K., Meier, H. E. M., Müller-Karulis, B., Neumann, T., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O.P., och Zorita, E. 2012. Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–2006. *AMBIO* 41(6), 534-548. doi:10.1007/s13280-012-0318-x
- Haasnoot, M., J. H. Kwakkel, W.E. Walker, and J. ter Maat 2013. Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. *Global Environmental Change* 23:485-498. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.006>

- Hassler, B. 2011. Accidental Versus Operational Oil Spills from Shipping in the Baltic Sea—Risk Governance and Management Strategies. *AMBIO*. doi:10.1007/s13280-010-0128-y.
- Hassler, B., Boström, M., Grönholm, S. and Kern, K. 2011. Environmental risk governance in the Baltic Sea – A comparison among five key areas. Deliverable 8 within the RISKGOV project. (www.sh.se/riskgov)
- HaV, 2013. Economics of Saving the Sea, The Baltic Sea –Our Common Treasure Rapport 2013:4
- Heemskerk, M., Wilson, K., Pavao-Zuckerman, M., 2003. Conceptual models as tools for communication across disciplines. In: *Conservation Ecology Series 7* (article 8).
- Jentoft, S. 2007. Limits of governability: Institutional Implications for Fisheries and Coastal Governance. *Marine Policy* 31:360–370
- Jordbruksverket. 2016. Bra vällersättning och kompensationsstöd? – Hur kan olika utformningar påverka jordbruket, miljö och samhällsekonomin? Utvärderingsrapport 2016:6
- Karlsson, M., Gilek, M. and Udovyk, O. 2011. Governance of Complex Socio-Environmental Risks: The Case of Hazardous Chemicals in the Baltic Sea. *AMBIO* 40(2): 144-157
- Kern, K. 2011. Governance for sustainable development in the Baltic Sea region. *Journal of Baltic Studies* 42(1): 67-81
- Kinzig, A.P., P. Ryan, M. Etienne, H. Allyson, T. Elmqvist and B.H. Walker. 2006. Resilience and Regime Shifts: Assessing Cascading Effects. *Ecology and Society* [online] 11(1): 20, 22pp.
- Kinzig, A., D. Starrett, K. Arrow, S. Aniyar, B. Bolin, P. Dasgupta, P. Ehrlich, C. Folke, M. Hanemann, G. Heal, M. Hoel, A-M. Jansson, B-O. Janson, N. Kautsky, S. Levin, J. Lubchenco, K-M. Maler, S. Pacala, S. Schneider, D. Siniscalco and B. Walker. 2003. Coping with uncertainty: A call for a new science-policy forum. *Ambio* 32: 330-335.
- Knight, F. H. 1921. *Risk, Uncertainty, and Profit*. Boston, MA: Hart, Schaffner and Marx; Houghton Mifflin Company
- Krook Riekkola, A., Ahlgren, E.O., and Söderholm, P. 2011. Ancillary benefits of climate policy in a small open economy: the case of Sweden. *Energy Policy*, 39, 4985 – 4998.
- Lade, S. J., Tavoni A., Levin S.A. och Schlüter M., 2013. Regime shifts in a social-ecological system. *Theoretical Ecology* 6:359-372. DOI: 10.1007/s12080-013-0187-3
- Linke, S., Gilek, M., Karlsson, M. 2016. Science-Policy Interfaces in Baltic Sea Environmental Governance: Towards Regional Cooperation and Management of Uncertainty? In: Gilek et al. (ed.), *Environmental Governance of the Baltic Sea* (pp. 173-203). Springer Open MARE Publication Series

- Lotze, H. K., Coll, M., Magera, A.M., Waird-Page, C., och Airoldi, L. 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 26(11): 595-605.
- Lontzek, T. S., Cai, Y., Judd, K. L. och Lenton, T. M. 2015. Stochastic integrated assessment of climate tipping points indicates the need for strict climate policy. *Nature Climate Change*, 5(5), 441.
- Margoluis, R., Stem, C., Salafsky, N., Brown, M., 2009. Using conceptual models as a planning and evaluation tool in conservation. *Eval. Program Plann.* 32, 138–147.
- Maxim, L., Spangenberg, J.H., O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecol. Econ.* 69, 12–23.
- McCann, L., Colby, B., Easter, K. W., Kasterine, A. och Kuperan K. V. 2005. Transaction cost measurement for evaluating environmental policies. *Ecological Economics* 52, 527–542.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington DC
- Meier H.E.M, Andersson H, Arheimer B et al., 2012. Comparing reconstructed past variations and future projections of the Baltic Sea ecosystem—first results from multi-model ensemble simulations. *Environ. Res. Lett.*, 7, 034005.
- Mickwitz, P. 2003. A framework for evaluating environmental policy instruments: contexts and key concepts. *Evaluation* 9(4), 415–436.
- Mont O., K. Power, E. Heiskanen & H. Kuusi. 2013. Nordiskt policy sammandrag. Förbättra nordiskt beslutsfattande genom att skingra myter om hållbar konsumtion.
- Naturvårdsverket, 2012. Styrmedel för att nå miljö kvalitetsmålen – En kartläggning, Rapport 6415, oktober 2012.
- Naturvårdsverket. 2017. ANVISNINGAR OCH METODSTÖD för uppföljning, analys och bedömning av miljö kvalitetsmål i FU19. Ärendenr: NV-07047-17
- Naturvårdsverket. 2018: Miljömålen – Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2018 – Med fokus på statliga insatser. Rapport 6804
- Nerhagen, L., Forsstedt, S., & Hultkrantz, L. 2017. Analyser av politikens samhällskonsekvenser är otillräckliga i Sverige. *Ekonomisk Debatt*, 45(3), 30–40. Hämtad från <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:oru:diva-57489>
- Nerhagen, L., Congdon Fors, H., Hansson, L., Jussila Hammes, J., och R. Pyddoke. 2018. Politiska krav och tjänstemännens roll för analys av och beslut om styrmedel: sammanfattande slutrapport. VTI notat 14–2018. www.vti.se/vti/publikationer

- Niiranen S, Yletyinen J, Tomczak MT, Blenckner T, Hjerne O, Mackenzie BR, Müller-Karulis B, Neumann T och Meier H. 2013. Combined effects of global climate change and regional ecosystem drivers on an exploited marine food web. *Global Change Biology*, 19:3327-3342.
- OECD. 1993. OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- OECD. 2008. Introductory handbook for undertaking regulatory impact analysis (RIA). Version 1.0, October 2008.
- Polasky, S., Carpenter, S. R., Folke, C. och Keeler, B. 2011. Decision-Making Under Great Uncertainty: Environmental Management in an Era of Global Change. *Trends in Ecology & Evolution*. 26.
- Rosa, E.A. 2003. The Logical Structure of the Social Amplification of Risk Framework (SARF): Metatheoretical Foundations and Policy Implications. In *The Social Amplification of Risk*, ed. N. Pidgeon, R.E. Kasperson, and P. Slovic, 47–79. Cambridge: Cambridge University Press.
- Renn, O. 2008. *Risk Governance: coping with uncertainty in a complex world*. London: Earthscan.
- Renn, O., Klinke, A. & van Asselt, M. 2011. Coping with Complexity, Uncertainty and Ambiguity in Risk Governance: A Synthesis, *AMBIO* (2011) 40: 231.
<https://doi.org/10.1007/s13280-010-0134-0>
- Rothstein, B., 2010. *Vad bör staten göra? Om välfärdsstatens moraliska och politiska logik*. 3 ed. Stockholm: SNS förlag
- Samakovlis, E. & Vredin, Johansson, M., 2007. En soppa med Klimp? Utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen. *Ekonomisk debatt*, Issue 7, pp. 31-43.
- Scharin, H., Ericsson, S., Elliott, M., Turner, R. K., Niiranen, S., Blenckner, T., Hyytiäinen, K., Ahlvik, L., Ahtiainen, H., Artell, J., Hasselström, L., Söderqvist, T. och Rockström, J., 2016. Processes for the sustainable stewardship of marine environments. *Ecological Economics*, 128. pp. 55-67. doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.04.010
- Scharin, H. 2017. Granskning av Jordbruksverkets utvärdering av vällersättningen och kompensationsstödet. Anthesis Enveco rapport 2017:9.
- Scharin, H. & J., Wahlström. 2018. The Swedish CO2 tax – an overview. Anthesis Enveco rapport 2018:3.
- Smolarz K, Biskup P, Zgrundo A. 2016. Biological invasions: a case study of Baltic Sea environmental governance. In: Gilek M et al (eds) *Environmental governance of the Baltic Sea*. Springer, Dordrecht

- Sternier, T., & Coria J. 2012. Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management, RFF Press, Washington, DC
- Stirling A. 2007. Risk, precaution and science: towards a more constructive policy debate. EMBO, Rep 8:309–315
- Stirling A. 2010. Keep it complex. Nature 468:1029–1031
- Söderholm, P. och H. Hammar. 2005. Kostnadseffektiva styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken? Metodologiska frågeställningar och empiriska tillämpningar Specialstudie Nr 8, november 2005, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Söderholm, P. 2012. Ett mål flera medel: Styrmedelskombinationer i klimatpolitiken. Rapport 6491, april 2012, Naturvårdsverket.
- Söderholm, P. 2014. En kartläggning och kategorisering av samhällsekonomiska analyser inom miljöområdet: Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket, Luleå tekniska universitet.
- Tschakert, P., & Dietrich, K. A. 2010. Anticipatory learning for climate change adaptation and resilience. Ecology and Society, 15, 11.
- Turner R.K., Lorenzoni I., m.fl 1998. Coastal management for sustainable development: analysing environmental and socio-economic changes on the UK coast, Geographical Journal 164:269-281.
- UNEP. 2012. 5th Global Environment Outlook (GEO-5)
- US EPA. 2018. Guidelines for preparing economic analysis, <https://www.epa.gov/environmental-economics/guidelines-preparing-economic-analyses>, accessed 2018-09-23
- Vedung, E. & Van der Doelen, F.C.J., 1998. Public Information Programs in the Policy Process: Choice, Effects, and Evaluation, I Bemelmans-Videc, Marie-Lousie – Rist, Ray C – Vedung, Evert (eds), Carrots, sticks & sermons: Policy instruments and their evaluation, New Brunswick, London, Transaction.
- Vetenskapliga Rådet för Hållbar Utveckling. 2018. Möjligheter och begränsningar med samhällsekonomiska analyser.
- Walker, B. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. Conserv. Biol. 9, 747–752
- Walker, B. 1998. Resilience, instability, and disturbance in ecosystem dynamics. Environment and Development Economics 3(2): 259-262.
- Walker, B. and J.A. Meyers. 2004. Thresholds in ecological and social-ecological systems: A developing database. Ecology and Society [online] 9(2):3, 16pp
- Weitzman, M., 1974. Prices vs quantities. The Review of Economic Studies 41, 477-491.

- Wise, R.M., I. Fazey, M. Stafford Smith, S.E. Park, H.C. Eakin, E.R.M. Archer Van Garderen and B. Campbell. 2014. Reconceptualising adaptation to climate change as part of pathways of change and response. *Global Environmental Change* 28:325-336.
- Wolanski, E, & Elliott M., 2015. *Estuarine Ecohydrology: an introduction*. Elsevier, Amsterdam, ISBN 978-0-444-63398-9, pp322.
- WRR. 2009. *Uncertain Safety: Allocating Responsibilities for Safety*. Amsterdam: Amsterdam University Press.
- WWF, 2012. *Counter currents: scenarios for the Baltic sea towards 2013*.
- Zhou, G., Singh, J., Wu, J., Sinha, R., Laurenti, R., & B. Frostell. 2015. Evaluating low-carbon city initiatives from the DPSIR framework perspective., *Habitat International*, vol. 50, pp. 289–299.
- Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R. och Folke, C. 2007. Human induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems* 10: 877–889.

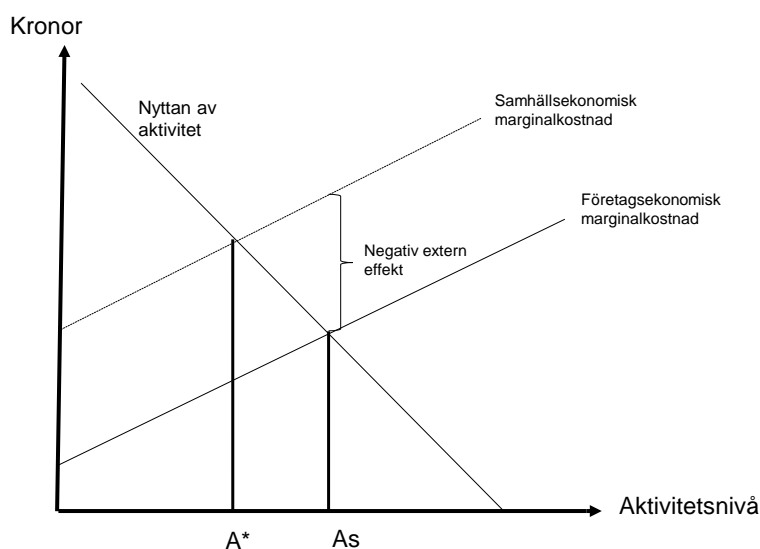
Appendix A. Marknadsmislyckanden

De aktörerna i samhället (t.ex. industri, hushåll och individer) vars handlingar ger upphov till belastningen på miljön behöver i frånvaron av styrmedel inte beakta den negativa påverkan en försämrad miljö har på andra individer i samhället. Det finns därför inga incitament för dessa att minska den belastning de orsakar på miljön. Det faktum att en försämrad miljö kan påverka andra människors välmående och hälsa negativt innebär att de olika aktiviteterna (t.ex. produktion, konsumtion, transporter, resursutvinning) genererar en så kallad *negativ extern effekt* (i form av miljötillståndsförändringens påverkan på människors välfärd). Effekterna är externa i det att de som påverkar miljön inte behöver beakta dessa förlorade värden (kostnader) i sin beslutsprocess. Exempelvis behöver inte en som kör sin bil ta hänsyn till hur andra påverkas negativt av den försämrade miljön, avgaserna ger upphov till. Utifrån händelsekedjan som illustreras i figur A1 kan externa effekter ses som den påverkan olika aktiviteter i slutänden har på tredje part.

Kollektiva varor karaktäriseras av att det är praktiskt omöjligt att utestänga individer från att konsumera varan (icke-exkluderbarhet) och att en persons konsumtion av varan inte påverkas av att ytterligare en person konsumerar den (icke-rivalitet). Klassiska exempel är fyrbelysning, försvar, TV och luft- samt vattenkvalitet. Eftersom ingen kan förhindras att ta del av en förbättrad miljö samt att nyttan av denna förbättring inte beror på hur många andra som upplever den kan därför själva miljön betraktas som en kollektiv vara. Förekomsten av negativa externa effekter på en kollektiv vara innebär att det inte är möjligt att uppnå en samhällsekonomiskt optimal nivå av miljökvalitet utan någon form av intervention från statens sida. Med andra ord kommer marknadslösningen leda till en sämre miljö än vad som är samhällsekonomiskt motiverat. Negativa externa effekter samt kollektiva varor utgör därför så kallade marknadsmislyckanden.

Figur A1 illustrerar att de som orsakar negativa miljöeffekter väljer en aktivitetsnivå där deras marginalkostnad av aktiviteten är lika med deras marginalnytta (A_S i figuren), det vill säga en nivå där de enbart tar hänsyn till de egna kostnaderna och nyttorna av aktiviteten och inte tar i beaktningen de externa kostnader de åsamkar andra. Detta genererar en aktivitetsnivå, och därmed negativ effekt på miljötillståndet, vilken är högre än den samhällsekonomiskt optimala nivån (A^* i figuren), i vilken hänsyn tas till miljöeffektens samhällsekonomiska kostnader.

Det finns därmed, i frånvaron av styrmedel, inga incitament bland de aktörer som orsakar negativa externa effekter att ta hänsyn till hur andras påverkas av en miljö.



Figur A1. Negativa externa effekter på miljön

Det kan även förekomma så kallade *informationsmisslyckanden* inom miljöområdet. För att en marknad ska fungera effektivt krävs att alla aktörer har full information om de varor och tjänster som köps och säljs på marknaden. Olika typer av informationsproblem är vanligt förekommande marknadsmisslyckanden.

Goulder och Parry (2008) argumenterar för att det finns informationsmisslyckanden som leder till underinvesteringar i miljöförbättrande åtgärder. Följande tre olika typer av informationsrelaterade marknadsmisslyckanden kan förekomma inom miljöområdet:

- Förekomsten av asymmetrisk (snedfördelad) information.
- Information som en kollektiv nyttighet (s.k. adoption externalities),
- Beteenderelaterade misslyckanden på grund av t.ex. begränsad rationalitet.

Ofullständig information innebär att all information inte finns tillgänglig för köparen för att kunna ta rätt beslut. Det kan till exempel gälla information om huruvida en produkt man avser köpa orsakar negativa effekter på miljön eller den egna hälsan. Om sådan information är bristfällig kan köparen inte värdera produkten korrekt och kanske betalar

för mycket. Asymmetrisk information innebär att de berörda aktörerna har olika information om en varas beskaffenhet. Ett exempel på snedvridet urval är när en myndighet inte har information om olika aktörers kostnader och/eller betalningsvilja för att förbättra miljön i sin omgivning, vilket kan leda till fel nivå på införda styrmedel (t.ex. för låga skatter). Dessa olika marknadsmisslyckanden (och då kanske främst negativa externa effekter) utgör skäl för staten att genomföra egna åtgärder och/eller implementera styrmedel i syfte att uppnå ett samhällsekonomiskt optimalt miljötillstånd (något som även görs i nuläget).

Appendix B. Exempel på Miljöpolitikens kostnader

Förutom de önskade effekterna på miljömålet (vilket är styrmedlets syfte) innebär implementeringen av styrmedel även andra positiva såväl som negativa konsekvenser vilka beskrivs i detta avsnitt. Det finns en mängd olika sätt att se på kostnader samt att kategorisera dessa. I samhällsekonomiska analyser är det dock generellt de samhällsekonomiska kostnaderna som är av intresse även om det i bedömningar av fördelningseffekter är av intresse att bedöma exempelvis företagsekonomiska, privatekonomiska samt statsfinansiella kostnader.

Direkta kostnader/Åtgärds-kostnader

På vilken marknad den som ska genomföra åtgärden agerar är av stor betydelse vid bedömningen om huruvida branschen kan föra över kostnadsbördan till sina kunder alternativt leverantörer. Branscher som säljer homogena produkter på en internationell marknad (t.ex. jordbrukare) är överlag känsligare för kostnadsökningar än företag som säljer heterogena produkter på en inhemsk marknad (t.ex. bostäder). Branscher vars konsumenter är prisokänsliga eller har små möjligheter att köpa in varan/tjänsten från någon annan (t.ex. fjärrvärmeverk, reningsverk, elnätverk, vattenförsörjning) kan utan svårighet överföra kostnaden för åtgärden till konsumenten. Även om konsumenter är priskänsliga kan kostnaderna vara rimliga att bära för det företag som genomför åtgärden ifall andra företag inom branschen vidtagit åtgärden eller om dess kostnader har liten effekt på priset av den vara eller tjänst som företaget säljer. För reningsverk (vilka kanske inte har samma skalfördelar som större reningsverk) innebär detta att även om åtgärds-kostnaden per producerad enhet är större för dessa kan reningsverken till stor utsträckning överföra åtgärds-kostnaden till de hushåll vars vatten de renar eftersom det inte är praktiskt möjligt för dessa att välja att rena sitt vatten vid ett annat reningsverk.

Möjligheten att överföra en kostnad till konsumenterna beror även på deras priskänslighet. Graden av priskänslighet för olika varor fångas av varans priselasticitet. Konsumenter anses vara priskänsliga ifall en prisförändring av en vara leder till stora förändringar i deras efterfrågan av varan i fråga. Priskänsligheten påverkas i hög grad av närvaron av närliggande substitut. Exempelvis kan en prisökning på timmer innebära att byggbranschens efterfrågan på denna vara minskar till förmån för tegel eller cement. Om å andra sidan elpriset ökar är konsumentens möjlighet att substituera elen för något annat begränsat vilket innebär en begränsad effekt på efterfrågan. Branscher som karaktäriseras av produkter för vilka priskänsligheten är låg har därför större möjligheter att föra över kostnadsökningarna till konsumentledet. Som exempel på varor för vilka priskänsligheten är låg nämns ofta nödvändighetsvaror som, till exempel, vatten, el och

läkemedel, men även beroendeframkallande produkter såsom tobak, alkohol och viss grad kaffe. Det är inte alltid det finns tillgång på trovärdiga skattningar av denna priselasticitet och då får man förlita sig på en grundläggande bedömning av karaktären på marknadens utbud och efterfrågan för att avgöra i vilken grad kostnadsökningar kan överföras till konsumenterna.

Det kan även finnas fall där branschen i fråga kan överföra kostnadsökningarna på sina leverantörer. Det vill säga branschen finansierar åtgärden genom att leverantörerna av en betydande insatsfaktor får mindre betalt. Detta gäller under förhållanden där perfekt konkurrens inte råder på marknaden för insatsfaktorn. Till exempel kan mjölkleverantörer överföra kostnaderna på mjölkproducenterna eftersom dessa utgör flertalet små aktörer (mjölkbönder) begränsade till att sälja sina produkter till några få stora aktörer (mjölkproducenter). Ett annat liknande exempel är pappers- och massaindustrin och deras leverantörer i form av olika skogsägare.

Konkurrensen kan generellt sätt antas vara hårdare i de fall där konsumenterna upplever produkterna som likvärdiga (homogena) än ifall de upplevs som olika. Ett tydligt exempel på en homogen produkt är bensin eftersom kunden sällan upplever någon kvalitetsskillnad mellan de olika bensinstationskedjor som säljer bensin. Detta innebär att ifall en bensinkedja höjer sitt pris med, till exempel, 10 procent gentemot sina konkurrenter så kommer deras försäljning minska markant. Detta förklarar även varför prisskillnaderna mellan närliggande bensinstationer är så små. Personbilar, å andra sidan, upplevs som väldigt heterogena varor av konsumenterna och därför kan prisskillnaden mellan olika bilmärken och modeller variera markant. Desto större konkurrens som råder för produkter som upplevs som likvärdiga desto svårare kommer det att vara att överföra kostnaderna av en åtgärd till konsumenterna.

Kravet på att en viss bransch ska genomföra en åtgärd kan i de fall denna påverkar produktionsprocessen innebära begränsningar på produktdifferentieringen. Detta kan i sin tur leda till en ökad marknadskoncentration bland de företag som producerar varan i det att det missgynnar de vars produkter i högre grad drabbas finansiellt av kraven.³⁸

Transaktionskostnader av styrmedlet

Implementeringen av styrmedel genererar så kallade transaktionskostnader, vilket är kostnader kopplade till själva införandet och hanteringen av styrmedlet och inte förknippade med de åtgärds-kostnaderna, vilka är strikt kopplade till själva åtgärden

³⁸ Att exempelvis EU:s koldioxidkrav (EG 443/2009) är vikt-baserade (ju större vikt fordonet har desto mer tillåts de släppa ut) motiveras av att uniforma krav (oavsett vikt) skulle begränsa utbudet av olika typer av fordon samt gynna småbilstillverkarna.

styrmedlet avser att skapa incitament för (t.ex. kostnader för att installera och driva reningsteknologi).

Transaktionskostnader avser alla kostnader förknippade med att införa och upprätthålla ett styrmedel som inte direkt hänförs till kostnaden för minskade utsläpp och kan fördelas enligt följande (McCann m.fl., 2005):

- kostnader för forskning, information och analys av styrmedlets aspekter,
- kostnader för den lagstiftande processen, såsom kostnader för att stifta lagar eller ändra befintliga lagar samt kostnader för intressentmedverkan,
- kostnader för att initialt utforma och implementera styrmedel,
- fortlöpande kostnader för administration av systemet,
- kostnader för kontraktsutformning, bl.a. informations-, administrations- och förhandlingskostnader,
- tillsynskostnader för att kontrollera efterlevnad av lagstiftning samt kostnader för miljöövervakning, samt
- rättsliga kostnader, då ärenden går till vitesföreläggande och domstol.

Dessa kostnader kan delas in i fyra huvudtyper: informativa, administrativa, juridiska och tillsynskostnader. I huvudsak faller kostnaderna på myndigheter och de intressenter (aktörer) som berörs av styrmedlet.

Övriga kostnader

Förutom de ovannämnda kostnaderna kan ett styrmedel även ge upphov till andra kostnader som orsakas av; så kallad "pollutant swapping", barriärer som ökar inträdes/utträdes kostnader inom den sektor som styrmedlet riktar sig mot, samt undanträngningseffekter och jämviktseffekter.

En viktig aspekt att beakta vid analysen av åtgärder är huruvida de kan ge upphov till så kallad "pollutant swapping". Denna "swapping" kan vara av två olika slag: i) åtgärdens utsläppsminskning ger upphov till utsläpp av andra förorenade ämnen eller ii) åtgärdens utsläppsminskning ger upphov till ökade utsläpp av samma förorening men i en annan sektor. Ett exempel på den förra är när en övergång från diesel- till bensinbilar vilket minskar utsläppen av NO_x men ökar utsläppen av CO₂. Ett exempel på den senare uppstår när ökning av elbilar minskar CO₂ utsläppen från transporter men leder till ökade CO₂ utsläpp i produktionsfasen eller produktionen av den energi som behövs för att ladda elbilarna. Läckage av utsläpp till andra länder utgör ett tydligt exempel på "pollutant swapping", något som generationsmålet syftar till att undvika. Vid närvaron av "pollutant swapping" är det av betydelse huruvida den förorening som genereras omfattas av någon typ av styrmedel samt ifall de effekter denna medför är av lokal,

regional, eller global karaktär. En åtgärds om minskar utsläppen av NOx på bekostnad av ökade CO2 behöver inte vara ett stort problem om utsläppen av den senare omfattas av EU ETS eller koldioxidskatten och att det aktuella styrmedlet bedöms till fullo internalisera utsläppens miljökostnader.

Även den eventuella närvaron av inträdes- och utträdesbarriärer till branschen ifråga kan behöva beaktas i styrmedelsanalysen. Ifall åtgärden som åläggs en bransch innebär höga så kallade sunk costs (det vill säga icke-återvinningsbara/likviderbara kostnader) i relation till de andra kostnaderna av att gå in i marknaden kan detta i sig utgöra en barriär för nya företag att etablera sig på marknaden (exempelvis vattenkraftverk). Begränsade möjligheter att erhålla nödvändiga lån för att finansiera investeringskostnader för åtgärder kan också utgöra en inträdesbarriär (även om inga av dessa investeringskostnader utgör sunk costs). Branscher som kännetecknas av hög lönsamhet tenderar att attrahera nya aktörer på marknaden, något som dock kan mildras ifall krav på åtgärder innebär en inträdesbarriär. Betydelsen bör dock inte överdrivas eftersom lönsamma branscher troligtvis har råd att investera i olika miljöåtgärder och då kommer nya företag på marknaden förväntas implementera dessa åtgärder från start.

Det kan även uppstå kostnader i form av undanträngningseffekter vilka orsakas av att med att åtgärder och styrmedel kräver resurser vilka hade kunnat användas till andra syften. Jämviktseffekter på närliggande marknader orsakade av relativa prisförändringar kan även generera kostnader av åtgärder och/eller styrmedel.

Appendix C. Styrmedelskategorier

För att nå olika miljömål kan olika typer av styrmedel införas på internationell, regional eller nationell nivå. Definitionen på ett miljöpolitiskt styrmedel är att det skapar incitament för olika aktörer (företag, hushåll, individer) att vidta åtgärder/förändra beteende på ett sätt som gynnar miljötillståndet. Styrmedel kan delas upp i följande huvudkategorier:

- Administrativa: reningskrav, förbud, teknologiska krav etc.,
- Ekonomiska: skatter, subventioner, ersättningar, avgifter, handel med utsläppsrätter, pantsystem, etc.,
- Informativa: utbildning, informationskampanjer etc.,

I vissa fall brukar forskning och utveckling betraktas som ett styrmedel trots att de inte skapar några direkta incitament till utsläppsminskningar.

Administrativa styrmedel

Administrativa styrmedel riktade mot åtgärder kan vara av olika typer. Det kan handla om att aktiviteten eller belastningsfaktorn regleras genom ett gränsvärde som inte får överskridas eller helt enkelt att en viss aktivitet/belastning vid vissa platser och/eller vissa tider förbjuds. En annan möjlighet är att kräva av ägaren till den verksamhet som ger upphov till belastningen att använda en specifik teknologi (t.ex. BAT krav). Det kan även röra sig om regleringar av de insatsfaktorer som används i aktiviteten som orsakar belastningsfaktorn, till exempel förbud att använda vissa pesticider i odlingssektorn eller krav på inblandning av biodrivmedel i bensin och diesel.

Administrativa styrmedel har stor potential för att garantera måluppfyllelse under förutsättningen att efterlevnaden är 100 procentig. Är det svårt att uppnå fullständig efterlevnad, på grund av till exempel tillsynsproblem, kan det vara motiverat att komplettera regleringen med ekonomiska styrmedel. Om marginalkostnaderna för åtgärderna skiljer sig mellan olika källor är det dock svårt att uppnå kostnadseffektivitet med administrativa styrmedel eftersom det kräver att de som utformar regleringen har fullständig information om de olika källornas åtgärds-kostnader. Ju mer marginalkostnaderna av åtgärderna varierar mellan källorna desto större är effektivitetsförlusterna av att använda ett administrativt styrmedel.

Administrativa styrmedel innebär att den reglerande verksamhetsutövaren inte behöver betala för eventuella utsläppsskador som återstår efter att till exempel ett visst gränsvärde uppnåtts. De skapar därmed inga ekonomiska incitament till att minska belastningen på miljötillståndet utöver vad som krävs vilket i sin tur begränsar incitamenten till teknologisk utveckling på området.

Ekonomiska styrmedel

Exempel på ekonomiska styrmedel är olika former av prissättning i form skatter, utsläppsriktade priser, avgifter eller subventioner. Huruvida användandet av skatter innebär att miljömålen uppfylls är osäkert då det kan finnas andra faktorer än skatten som påverkar aktivitetsnivån. Till exempel så kan konjunktursvängningar påverka produktionsnivån i industrin, vilket kan innebära att de under högkonjunktur ger större belastning på miljön än vad som är optimalt. Dessutom kan, på grund av bristande åtgärdskostnadsinformation, en för låg (hög) skatt ha införts vilket innebär att målet ej uppnås (överskrids). Detta kan dock enkelt kan åtgärdas genom att höja (sänka) skatten tills målet nås. Uniforma skatter kommer enbart att vara kostnadseffektiva inom det kollektiv de åläggs, under förutsättning att utsläppskällans lokalisering inte har betydelse för hur människor påverkas (vilket det i vissa fall har). I sådana fall krävs en differentierad skatt alternativt kompletterande styrmedel.

Om skatten/avgiften skulle vara utformad så att utsläppskällan betalar i proportion till utsläppens storlek, finns starka ekonomiska incitament att minska utsläppen vilket i sin tur stimulerar forskning och innovation på området. Därför är skatter/avgifter det styrmedel som skapar starkast incitament för teknologisk utveckling, det vill säga, dynamisk effektivitet. I den mån en skatt kan utformas så att den sätts i nivå med den marginella skada som utsläppen orsakar, leder den också till en samhällsekonomiskt effektiv utsläppsnivå. Skatter uppfyller även principen att förorenaren betalar i och med att förorenaren måste betala skatt för den belastning på miljötillståndet som påverkar människor negativt. Dessutom genererar skatten intäkter till staten vilka kan användas för att minska andra, snedvridande skatter. Eftersom en avgift (såsom NO_x-avgiften) återförs till den förorenande sektorn uppfyller den inte förorenaren betalar så länge återstående utsläpp innebära negativa effekter på miljön och/eller människors hälsa.

Subventioner kan ses som en negativ skatt som i första hand bör användas gentemot sådana aktiviteter som kännetecknas av positiva externa effekter, såsom naturbete i syfte att bevara den biologiska mångfalden. Att subventionera minskning av en negativ extern effekt såsom utsläpp, ska i största möjliga mån undvikas eftersom subventionen på lång sikt skapar felaktiga signaler till marknaden. Detta eftersom genomsnittskostnaderna sänks vilket genererar en vinst och därmed incitament till nyetablering och ökad produktion i den subventionerade sektorn, vilket motverkar målet (se Brännlund och Krström, 2012). Till skillnad från skatter, vilka ökar de statliga intäkterna, måste subventioner finansieras via statliga intäkter på annat håll vilket i sin tur kan leda till snedvridande effekter på de områden som beskattas och därmed sänkt välfärd. Eftersom de privatekonomiska kostnaderna generellt överstiger de samhällsekonomiska, på grund av användandet av avskrivningstid och högre

diskonteringsränta, krävs oftast att skatter/subventioner måste överstiga åtgärdens företagsekonomiska marginalkostnad för att uppnå önskad rening. Detta har dock ingen som helst effekt på åtgärdens samhällsekonomiska kostnad utan ska bara betraktas som en transferering av resurser mellan stat och företag/hushåll.

"I de fall något sånär välfungerande marknader existerar är ekonomiska styrmedel oftast att föredra eftersom de har begränsade marknadseffekter. Genom dylika styrmedel beslutar marknaden själva hur den ska omfördela olika resurser i syfte att uppnå det satta miljömålet" (OECD, 2008, s.9). Exempelvis, koldioxidskatten överlåter till skattebetalaren att själva besluta vilka åtgärder som ska genomföras för att minska utsläppen samt till vilken grad.

Information

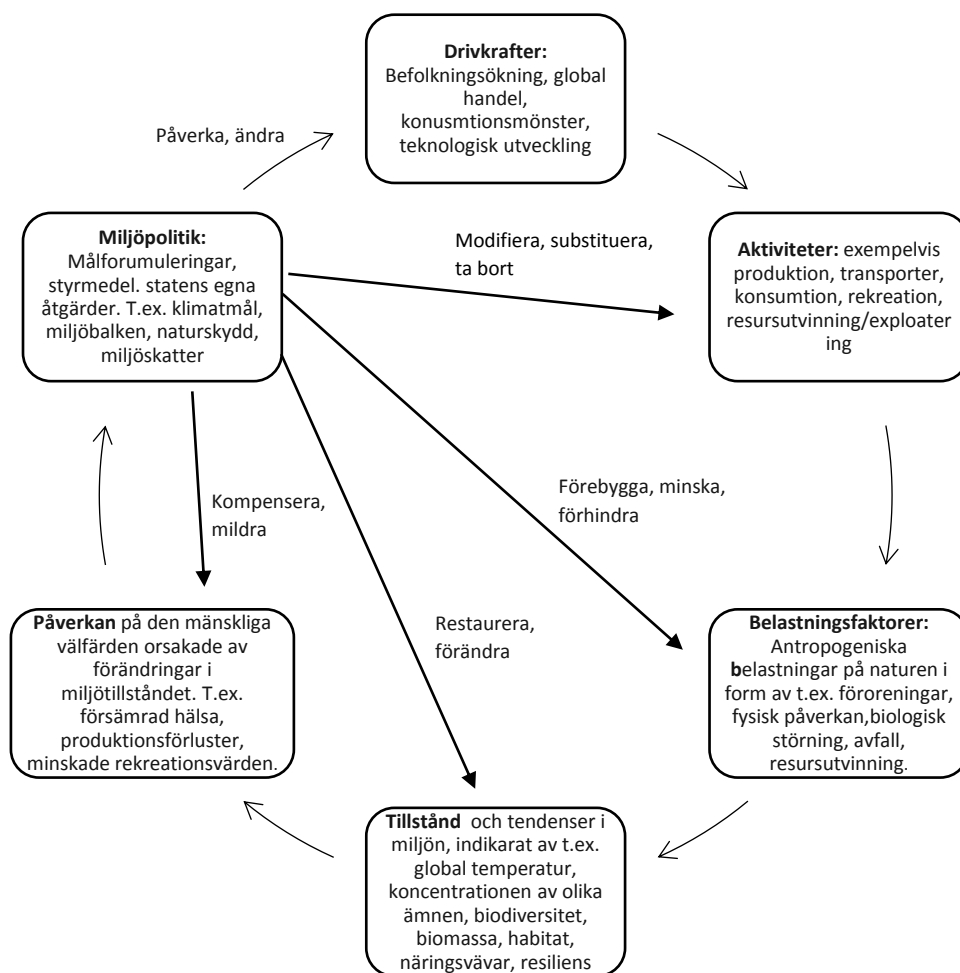
Information kan vara ett viktigt styrmedel i kombination med andra styrmedel, såsom subventioner, reglering eller skatter. När nya föreskrifter eller gränsvärden för utsläpp implementeras kan det behöva en informationskampanj för att sprida detta till berörda aktörer, samt för att informera om vilka regler som gäller och vem som har ansvar för att de uppfylls. Det kan också handla om utbildning riktad mot de som ska genomföra utsläppsminskade åtgärder (t.ex. industrier, hushåll, fordonsägare) när ny teknik har tagits fram. Även information till slutkonsumenter, exempelvis information om olika varors miljöpåverkan, kan implementeras i syfte att få till stånd beteendeförändringar med positiva effekter på miljömålen.

I vissa fall då kostnaderna är låga eller det finns privatekonomiska vinster av att genomföra vissa åtgärder kan information vara tillräckligt för att generera önskade åtgärder (t.ex. vad gäller rätt lufttryck i bildäcken). Det är dock svårt att på förhand skatta hur stor effekt informationen har vad gäller att skapa incitament till åtgärder vilka minskar miljöpåverkan. Måluppfyllelsen är därför osäker med enbart informativa styrmedel.

Det är överlag svårt att utvärdera effekterna av informativa styrmedel eftersom det utgör en utmaning att med säkerhet isolera deras effekt på beteende. Det vill säga i vilken grad har information påverkat beteendet och vilken del av informationen det är som haft påverkan. Det krävs därför oftast experimentella studier för att kunna avgöra hur beteende påverkas av en viss typ av information. Som ett isolerat styrmedel (dvs utan koppling till antingen administrativa eller ekonomiska styrmedel) anses dock effekten av informativa styrmedel vara begränsad (se exempelvis Vedung & Van der Doelen, 1998; Mont m.fl., 2013).

Information och/eller administrativa styrmedel lämpar sig bäst för miljöproblem som kan härledas till olika typer av informationsproblem. För att hantera externa effekter (negativa såväl som positiva) är oftast ekonomiska styrmedel att föredra. Det kan dock under vissa omständigheter (pga. t.ex. rådighet, oönskade fördelningseffekter) vara nödvändigt att använda sig av administrativa styrmedel för att hantera externa effekter.

Styrmedel kan rikta in sig på drivkrafter, aktiviteter, belastning, miljötillståndet eller självaste effekten på välfärden (se Scharin m.fl., 2016, Borja m.fl. 2016). Forskning och utveckling kan rikta in sig på att förbättra kunskapen om olika delar i händelsekedjan samt kopplingarna mellan dessa. Det vill säga minska naturvetenskapliga, ekonomiska eller teknologiska osäkerheter i kedjan.



Figur C1: Styrmedelsfokus på olika delar av händelsekedjan.

Följande lista ger exempel på styrmedel riktade mot olika delar i kedjan:

- Styrmedel riktade mot drivkrafter i syfte att därigenom indirekt få till stånd förändringar i aktivitet. T.ex. subventioner till elcyklar för att få folk att ändra livsstil/resvanor (cykla i stället för att åka bil).
- Styrmedel som riktar sig direkt mot aktiviteten i syfte att minska belastningen. T.ex. tillståndsprövning enligt Miljöbalken.
- Styrmedel som för en given aktivitet minskar belastningen från denna genom att förebygga, reducera, eller ta bort själva belastningen. T.ex. EU:s koldioxidkrav för nyregistrerade bilar och lätta lastbilar (EG 443/2009).
- Styrmedel som för en given belastning minskar effekten på miljötillståndet genom att skapa incitament för åtgärder som restaurerar eller påverkar miljötillståndet i önskad riktning. T.ex. förordning (1983:140) om statsbidrag för omhändertagande av oljeutsläpp/spill m.m. från fartyg.
- Styrmedel som för ett givet miljötillstånd minskar en negativ välfärdseffekt. T.ex. information till gravida att inte äta Östersjöfisk.

Styrmedel riktade mot drivkrafter utgörs i många fall av information eller ekonomiska styrmedel i form av någon typ av prissignal (t.ex. koldioxidskatten). Styrmedel riktade mot aktiviteterna är ofta administrativa (lagkrav, tillståndsprövning, gränsvärden, BAT, föreskrifter) men även information och ekonomiska styrmedel (t.ex. stöd till investering av reningsteknik, och utsläppskatter/avgifter samt utsläppshandel (EU ETS)) förekommer.

När det gäller att få till stånd åtgärder som minskar själva belastningsfaktorn används ofta marknadsbaserad styrmedel i form av subventioner/investeringsstöd. En förklaring till detta kan vara att utförarna av de belastningsminskade åtgärderna i många fall inte är ansvariga för själva belastningen. Det kan till exempel röra sig om markägare som anlägger våtmarker, eller fiskare som utför reduktionsfiske i syfte att minska näringsämnesbelastningen till Östersjön. Detsamma kan sägas om styrmedel riktade mot miljötillståndet där det i många fall rör sig om finansiellt stöd för, till exempel, klimatanpassningsåtgärder, hantering av oljespill, sanering av förorenad mark m.m. Det kan även förekomma att staten, i stället för styrmedel, själv utför åtgärderna för att förbättra tillståndet i miljön (t.ex. kalkning, myggbekämpning i nedre Dalälven). Styrmedel vilka syftar till att få till stånd åtgärder vilka minskar påverkan givet ett visst miljötillstånd utgörs ofta av information (t.ex. upplysa allmänheten om hälsorisker av vistas ute när luftkvaliteten är dålig), och ekonomisk kompensation. EU:s direktiv om miljöansvar för att förebygga och avhjälpa miljöskador (2004/35/EG) innebär att

verksamheter måste kompensera (finansiellt) de individer som påverkas negativt av ett försämrat miljötillstånd och riktar därför in sig på välfärdseffekterna och inte på själva belastningen. Indirekt skapas dock incitament för de olika aktiviteterna att vidta åtgärder som minskar risken för ett försämrat miljötillstånd och medföljande kompensationskrav.³⁹

Viss miljöpolitik har mer karaktären av att de sätter upp mål för belastningskategorin eller miljötillståndet (t.ex. De svenska miljömålen, Paris överenskommelsen, Espoo konventionen om biologisk mångfald) snarare än att de skapar incitament (genom t.ex. lagkrav, skatter, subventioner, informationskampanjer) för att genomföra fysiska åtgärder (t.ex. avloppsrening) vilka leder till att belastningen minskar.⁴⁰ Merparten direktiv, konventioner utgör däremot ofta ett ramverk inom vilket direktverkande styrmedel kan implementeras.⁴¹ Speciellt gäller detta för EU-direktiv vilka formulerar mål som de olika medlemsstaterna måste uppnå. Det är dock upp till respektive EU-land att avgöra på vilket sätt målen ska nås genom nationell lagstiftning. Detta innebär att EU direktiv måste implementeras i Sveriges lagstiftning för att de ska få rättskraft.⁴² Till skillnad från ett EU direktiv gäller en EU-förordning som har trätt i kraft direkt i alla EU-länder och behöver därför inte införlivas i den nationella lagstiftningen.

Hur framgångsrika de olika styrmedlen är i att uppnå de önskade effekterna på miljöproblemet i fråga beror på en mängd olika aspekter såsom:

- på de sektorer/aktiviteter styrmedlet riktar sig mot (diffusa, internationella, lönsamhet etc.).

³⁹ Oljespillskatastroferna Exxon Valdez i Alaska 1989 samt Deep Water Horizon i Mexikanska Golfen 2010 ledde till att de ansvariga företagen (Exxon samt BP) blev tvungna att betala skadestånd till som drabbades av det försämrade miljötillståndet. Detta bör rimligtvis skapat starka incitament för dessa och liknande aktörer att genomföra åtgärder (t.ex. ändrade sjöfartsrutten, dubbla skrov, utbildning av personal) i syfte att förebygga sådana olyckshändelser.

⁴⁰ Att Sverige t.ex. inom BSAP undertecknat ett avtal där man åtar sig att minska sin belastning av närsalter till Östersjön innebär inte att dessa minskningar uppstår automatiskt utan staten behöver införa styrmedel som skapar incitament för att åtgärder vidtas vilka minskar denna belastning, alternativt genomföra egna åtgärder som bidrar till målet.

⁴¹ Exempelvis utgör EU's ramdirektiv för en marin strategi ett juridiskt bindande ramverk inom vilket medlemsstaterna kan införa styrmedel för att uppnå de satta målen.

⁴² Direktiv kan i många fall implementeras genom ändringar och tillägg i befintlig svensk lagstiftning men ibland kan ny lagstiftning behövas.

- Miljöproblemets karaktär (återkopplingsmekanismer, tröskeleffekter, tidsfördröjningar, rådighet)
- Framtida utvecklingen av de drivkrafter som påverkar aktiviteterna bakom belastningen samt exogena belastningsfaktorer och naturliga förändringar (vilket ger upphov till rörliga mål).
- Styrmedlets potential (dvs hur stor del av påverkan som styrmedlet riktar sig mot).
- Trovärdigheten och acceptansen för styrmedlet och de miljömål de avser uppnå.
- Efterlevnaden av styrmedlet (incitamentsstruktur).

Vilken effekt styrmedlet har på belastningen/miljöproblemet ifråga beror till stor del på den potentiella effekten på totalbelastningen av åtgärden/åtgärderna styrmedlet riktar sig mot. Till exempel har styrmedel riktade mot fritidsbåtars avlopp (t.ex. TSFS 2010:96, 1 kap 1§, Förbud mot tömning i sjön) en marginell effekt på totalbelastningen av näringsämnen till haven eftersom dessa huvudsakligen orsakas av andra aktiviteter med belastning på hav (areella näringar, industrisektorer och avloppsreningsverk). För belastningar och miljöproblem för vilka effektkedjan karaktäriseras av hög osäkerhet kan det vara svårt att bedöma olika styrmedels effekt på belastningen. Det är till exempel i det närmaste omöjligt att kvantifiera effekten av kemikaliebelastningen på den marina miljön av *förordning om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter* (SFS 1998:944).

För att kunna bedöma styrmedlets additionalitet är det nödvändigt att i analysen inkludera det referensalternativ gentemot vilket dessa effekter kan jämföras. Referensalternativet bör utgöras av en beskrivning rörande hur en framtid utan styrmedlet i fråga skulle se ut. Om ett referensalternativ redan tagits fram i kostnadsnyttoanalysen bör man självklart använda detta även i styrmedelsanalysen. Referensalternativ kan, ifall rätt utformat, hantera osäkerhet om framtida utveckling av drivkrafter genom exempelvis scenarier etc. I vissa fall kan miljöproblemet i sig innebära svårigheter vid effektbedömningar av styrmedel. Miljöproblem som karaktäriseras av icke-linjära samband mellan belastning och tillstånd i form av återkopplingsmekanismer (t.ex. internbelastning av näringsämnen från havsbotten) och/eller tröskeleffekter (t.ex. etablerandet av invasiva arter) försvårar ofta en kvantitativ bedömning av olika styrmedelseffekter.

Forskning, utredning och utbildning för en hållbar framtid

Anthesis Enveco är ett konsultföretag med rötterna i forskningsvärlden. Vi erbjuder forskning, utredning och utbildning inom miljöekonomi och ekologisk ekonomi och har även kompetens inom social hållbarhet, hållbara energisystem och hållbara städer. Våra uppdragsgivare finns inom privat, ideell och offentlig sektor i såväl Sverige som utomlands. Vi finns i Stockholm men åtar oss uppdrag inom hela Sverige och internationellt.

Anthesis

Barnhusgatan 4, 111 23 Stockholm

anthesis.se

anthesisgroup.com/about/europe/sweden