

# **Kostnadseffektiva styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken?**

**Metodologiska frågeställningar och empiriska tillämpningar\***

**PATRIK SÖDERHOLM\*\* och HENRIK HAMMAR\*\***

med bidrag från

**CHARLOTTE BERG och THERESE SPENDRUP THYNELL**

Nationalekonomienheten  
Luleå tekniska universitet  
971 87 Luleå

samt

Miljöekonomiska enheten  
Konjunkturinstitutet  
Box 3116  
103 62 Stockholm

---

\* Denna skrift utgör slutrapporten från projektet ”Den svenska energi- och klimatpolitikens kostnadseffektivitet”, som finansierats av Statens energimyndighet (STEM). Författarna vill tacka Karin Sahlin, Ulrika Jardfelt, Therese Karlsson, Mathias Normand, Mikael Åberg, samt Mattias Eriksson (samtliga STEM) för värdefulla kommentarer och assistans under arbetets gång. Studien har också förbättrats tack vare den input som Eva Jernbäcker (Naturvårdsverket), Reino Abrahamsson (Naturvårdsverket), Eva Samakovlis (Konjunkturinstitutet), Göran Östblom (Konjunkturinstitutet), Tomas Ekvall (Chalmers Tekniska Högskola), Titti Johansson (Skatteverket), samt seminariedeltagare vid nationalekonomienheten, Luleå tekniska universitet bidragit med. Återstående felaktigheter skall dock endast tillskrivas författarna.

\*\* Huvudförfattare och kontaktpersoner. E-post: patrik.soderholm@ltu.se, samt henrik.hammar@konj.se.

## SAMMANFATTNING

Denna rapport analyserar de centrala metodologiska frågor som bör beaktas vid en utvärdering av energi- och klimatpolitiska styrmedels förmåga att främja kostnadseffektivitet. Dessutom analyseras kostnadseffektiviteten hos några centrala styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken. I denna utvärdering ägnas speciell uppmärksamhet åt den svenska koldioxidskatten samt styrmedel riktade mot energieffektivisering. Studien motiveras i första hand av att kostnadseffektivitet har blivit ett allt viktigare kriterium i utvärderingen av styrmedel (inte minst i den svenska klimatrapporeringen), men det finns ett behov av kunskap om hur olika styrmedels kostnadseffektivitet kan – och bör – utvärderas. Kostnadseffektivitet är dessutom viktigt för politikens legitimitet; styrmedel som medför onödigt höga kostnader för ekonomins aktörer riskerar att motarbetas, och innebär dessutom ett slöseri med samhällets resurser.

Rapportens *andra kapitel* innehåller en teoretisk och metodologisk diskussion om innebörden i begreppet kostnadseffektivitet samt om vilka villkor som måste vara uppfyllda för att ett visst styrmedel ska främja kostnadseffektivitet. I detta kapitel analyseras också bl.a. de skillnader som finns gällande utvärderingar på kort- kontra lång sikt, samt hur förekomsten av olika mål kopplade till samma styrmedel påverkar kostnadseffektivitetsanalysen. Ett centralt budskap i kapitlet är behovet av att analysera *styrmedlens utformning* och de *incitament* de ger upphov till snarare än att explicit försöka beräkna kostnaderna för de åtgärder som styrmedlet stimulerat fram. Villkoret att styrmedlet ska ge samma incitament på marginalen för alla aktörer/åtgärder är vägledande för denna del av kostnadseffektivitetsanalysen. En annan viktig fråga rör identifieringen av det/de mål som ska ligga till grund för utvärderingen. Syftet med miljöpolitiska styrmedel är ytterst att korrigera för marknadsmisslyckanden, d.v.s. ge incitament till marknadsaktörerna att vidta samhällsekonomiskt lönsamma åtgärder som de inte självmant hade valt. Vi konstaterar i kapitlet att klimatpolitiska styrmedel i allmänhet riktar sig mot två olika typer av marknadsmisslyckanden: (a) negativa externa effekter i form av utsläppen av växthusgaser; samt (b) de positiva externa effekterna som kringgärdar introduktionen av ny koldioxidfri energiteknologi (t.ex. teknologiska läroeffekter). Det finns således ett skäl för att inte explicit utvärdera vissa styrmedel (t.ex. elcertifikat) efter dessas koldioxidreducerande effekter, utan snarare efter förmågan att stödja introduktionen av nya teknologier på ett kostnadseffektivt sätt. Ekonomiska styrmedel bidrar ofta till en hög kostnadseffektivitet, men de är nödvändigtvis inte alltid *tillräckliga* för att åstadkomma en fullt ut kostnadseffektiv politik. För en komplett kostnadseffektivitetsanalys krävs också att hänsyn tas till bl.a. förekomsten av sektorsindelningar av styrmedlet samt eventuella allmän jämviktseffekter.

I det *tredje kapitlet* ges en översikt av några frekvent använda metoder för att analysera kostnadseffektivitet, såsom bidragseffektivitet och kostnadsoptimeringsmodeller. Vi granskar översiktligt ett urval av tidigare studier som utvärderat olika styrmedels kostnadseffektivitet, i syfte att med hjälp av några exempel illustrera viktiga företräden och begränsningar hos de

metoder och ekonomiska modeller som använts. Tillämpandet av ekonomiska modeller är ett sätt för utvärderaren att utföra ”kontrollerade experiment”, och exempelvis jämföra olika specifika styrmedelsutformningar men bör inte ses som ett sätt att göra en ”totalbedömning” av styrmedlets förmåga att främja kostnadseffektivitet. Ett viktigt skäl till detta är de svårigheter som kringgärdar försöken att explicit uppskatta de kontextspecifika kostnaderna för olika åtgärder. Såväl skillnader i avkastningskrav som geografiska förhållanden kan exempelvis bidra till att de faktiska kostnaderna för att implementera en specifik teknologi kan skilja sig åt mellan aktörer. Det finns således ett behov av att analysera styrmedlens utformning samt dessas incitamentsstruktur, men ekonomiska modellsimuleringar och kostnadsuppskattningar kan utgöra viktiga komplement till en sådan analys.

I *kapitel 4* presenteras en ”lathund” för hur utvärderingar av energi- och klimatpolitiska styrmedels kostnadseffektivitet kan utformas. Lathunden syftar till att utgöra en manual för att översiktligt bedöma om ett specifikt styrmedel främjar kostnadseffektivitet, men den belyser också inom vilka områden (och med hjälp av vilka metoder) fördjupade analyser bör och kan göras. Analysen enligt lathunden sker stegvis och lyfter fram frågor som rör: (a) de politiska mål som kopplas till styrmedlet och dessas relation till marknadsmisslyckanden; (b) systemavgränsningar och förekomsten av kompletterande och/eller substituerande styrmedel, (c) huruvida marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt. Möjligheterna till fördjupade analyser av styrmedlets utformning och effekter diskuteras likväl. Därefter betonas betydelsen av att även göra en bedömning av de kostnader som administrationen av styrmedlet ger upphov till. I den övergripande bedömningen av styrmedlets kostnadseffektivitet och vid förslag till eventuella förändringar är det viktigt att ta hänsyn till att kostnadseffektivitet endast utgör ett av flera kriterier för att utvärdera styrmedlets totala effekter.

Med stöd i lathunden analyseras i det *femte kapitlet* ett antal centrala styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken. Analysen berör översiktligt: (a) elcertifikatsystemet; (b) kilometerskatt för tunga lastfordon; (c) det lokala investeringsprogrammet (LIP); samt (d) stödet till introduktion av alternativa drivmedel. I kapitlet diskuteras också informativa styrmedel, och här argumenteras för att det generellt sett inte är meningsfullt att isolerat analysera kostnadseffektiviteten för denna typ av styrmedel. Målet med informativa styrmedel är ofta att öka problemmedvetenhet och peka på alternativ snarare än att direkt uppmuntra till åtgärder. De bör därför ses som komplement till andra – inte minst ekonomiska – styrmedel, och därför utvärderas därefter.

I det *sjätte kapitlet* analyseras, med stöd i lathunden, kostnadseffektiviteten hos den svenska koldioxidskatten. Koldioxidskattens primära mål är att reducera de negativa externa effekterna av koldioxidutsläpp, och utgör således inte ett tillräckligt villkor för att internalisera de positiva externa effekter som är kopplade till introduktionen av ny energiteknologi. Den uppfyller vissa nödvändiga krav för en hög kostnadseffektivitet (gemensam prislapp för flera aktörer, teknikneutral etc.). Den sektorsindelning som finns av koldioxidskatten är dock av central betydelse för dess kostnadseffektivitet; skattedifferentieringen mellan sektorer kan vara kostnadseffektivt då hänsyn tas till klimatproblemets globala natur, förekomsten av kolläckage, samt även interaktionen med andra skatter. Kapitlet innehåller en analys av

konsekvenserna för kostnadseffektiviteten av koldioxidskattens nuvarande sektorsdifferentiering med hjälp av Konjunkturinstitutets allmänna jämviktsmodell EMEC. Tre olika scenarier analyseras i vilka samma totala utsläppsmål nås (i Sverige), men där utformningen av koldioxidskatten tillåts variera:

- **Referensscenario:** Motsvarar huvudalternativet i Kontrollstation 2004 förutom att handel med utsläppsrätter ej införs, med andra ord gäller endast 2004 års koldioxidskatter och övrig energiskattestruktur.
- **Kalkyl 1:** Samma exogena antaganden som i referensscenariot, men differentieringen mellan tillverkningsindustrin och övriga aktörer är borttagen. Däremot kvarstår nedsättningsregler och andra typer av undantag (t.ex. för fossilbränsle för elproduktion).
- **Kalkyl 2:** Samma exogena antaganden som i referensscenariot, men koldioxidskatten är lika för alla stationära och mobila utsläppskällor oavsett användare.

Modellsimuleringarna visar att det ur kostnadseffektivitetsperspektiv inte behöver vara ett avsteg att differentiera skatten mellan sektorer; det är dock samtidigt svårt att hävda att just den nuvarande differentieringen är att föredra (framför andra) utifrån kostnadseffektivitetssynpunkt. Skillnaden mellan de studerade utformningarna av energiskattesystemet är små i det makroekonomiskt utfallet. Denna slutsats kan eventuellt förändras om exempelvis konkurrensförhållandena mellan produktion i Sverige relativt omvärlden förändras. De största skillnaderna mellan de studerade scenarierna återfinns på sektorsnivå. Kapitlet om koldioxidskatten innehåller också en metodologisk diskussion om viktiga skillnader mellan 'top-down' modellen EMEC och 'bottom-up' modellen MARKAL; bl.a. framhålls att valet av modell avgörs av vilken typ av frågeställning samt vilket styrmedel som ligger i fokus för analysen.

I det *sjunde kapitlet* och sista kapitlet diskuteras hur olika styrmedel som syftar till ökad energieffektivisering kan utvärderas utifrån dessas förmåga att främja kostnadseffektivitet. Inledningsvis diskuteras huruvida energieffektivisering ska ses som ett mål eller medel i energi- och (inte minst i) klimatpolitiken, samt vilka typer av marknadsmisslyckanden som motiverar införandet av styrmedel för energieffektivisering. Vi argumenterar för att energieffektivitet ska ses som ett viktigt samhälleligt *mål* i sig, och exempelvis inte som ett klimatpolitiskt *medel*. De marknadsmisslyckanden som kan motivera införandet av styrmedel för energieffektivisering är främst relaterade till tillgången på information. Information som en ekonomisk nyttighet har ofta starka kollektiva egenskaper, och är dessutom ofta asymmetriskt fördelad (såsom i det s.k. 'principal-agent' problemet). Det är dock viktigt att skilja på situationer där informationskostnaderna representerar *marknadsmisslyckanden* respektive *marknadsbarriärer*; det är endast i det förra fallet som styrmedel är ekonomiskt motiverade. Kapitlet diskuterar sedan i allmänna termer informativa styrmedel samt frivilliga avtal på energieffektiviseringsområdet. Rena informativa styrmedel kan bara delvis internalisera de informationsmisslyckanden som kan existera på energimarknaderna, men de ändrar sällan exempelvis den incitamentsstruktur som hindrar företag att investera i åtgärder med betydande positiva externa informationseffekter. Beträffande s.k. frivilliga avtal kan förekomsten av asymmetrisk information

och "självelektion" bidra till att hämma kostnadseffektiviteten för denna typ av styrmedel. Avslutningsvis analyseras – med utgångspunkt från lathunden – tre specifika styrmedel för energieffektivisering: program för energieffektivisering (PFE), stöd till energieffektivisering i offentliga byggnader, samt s.k. 'vita' certifikat. Bl.a. konstateras att PFE kan vara ett bra komplement till energibeskattningen genom att styrmedlet lindrar effekterna av asymmetrisk information. Detta kan förväntas ske genom att det energiledningssystem som införs underlättar för information att sprida sig mellan den som har en idé om möjliga effektiviseringsåtgärder och den som beslutar om densamma. Ett problem ur kostnadseffektivitetssynpunkt är dock att det generellt sett är de företag med förväntat höga elskattekostnader som medverkar i programmet; dessa har dock sannolikt redan i större utsträckning vidtagit billiga åtgärder. Det finns således en risk att billiga åtgärder hos de icke-medverkande företagen ej upptäcks. 'Vita' certifikat motiveras bl.a. av förekomsten av asymmetrisk information. Det antagligen största problemet med systemet är fastställandet av en referensnivå för energieffektivisering där bestämmandet av vilka investeringar som ska erhålla certifikat är centralt. Ett certifikatsystem för energieffektiviseringar – *där handeln fungerar* – leder till att marginalkostnaderna för åtgärderna utjämnas, och på så sätt är systemet i ett statistiskt perspektiv kostnadseffektivt. Stödet till energieffektivisering i offentliga fastigheter ökar efterfrågan på energieffektiv teknik (och förnyelsebara energikällor) och hjälper på så sätt till att bygga upp kompetens kring energieffektivt byggande m.m., vilket på sikt kan leda till viktiga kostnadsreduceringar i ny teknik.

Avslutningsvis kan det också betonas att även om en hög kostnadseffektivitet inom energi- och klimatpolitiken är eftersträvansvärd av flera skäl, bör man undvika alltför kategoriska avfärdanden av styrmedel som inte är "tillräckligt" kostnadseffektiva. Om alltför höga krav ställs på kostnadseffektiviteten, eller om denna tillmäts alltför stor vikt, kan detta kriterium bli ett "nålsöga" som omöjliggör förändringar i energi- och klimatpolitiken. Denna studie har visat hur styrmedels förmåga att främja kostnadseffektivitet kan utvärderas, och också på så sätt också identifierat faktorer som är viktiga för att kunna föreslå alternativa utformningar av styrmedlen. Studien ska dock inte ses som ett underlag för att välja mellan olika styrmedel.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>KAPITEL 1</b> .....	<b>9</b>
<b>INTRODUKTION</b> .....	<b>9</b>
<b>1.1 BAKGRUND</b> .....	<b>9</b>
<b>1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR</b> .....	<b>10</b>
<b>1.3 RAPPORTENS DISPOSITION</b> .....	<b>11</b>
<b>KAPITEL 2</b> .....	<b>12</b>
<b>KOSTNADSEFFEKTIVITET: EN TEORETISK DISKUSSION</b> .....	<b>12</b>
<b>2.1 MARKNADSMISSLYCKANDEN, OPTIMAL MILJÖPOLITIK OCH UTFORMNINGEN AV STYRMEDEL</b> .....	<b>12</b>
<b>2.2 INNEBÖRDEN I KOSTNADSEFFEKTIVITETSKRITERIET</b> .....	<b>14</b>
<b>2.3 STYRMEDEL FÖR KOSTNADSEFFEKTIVITET</b> .....	<b>16</b>
<b>2.4 VAD MENAS MED KOSTNADER OCH VILKA KOSTNADER ÄR RELEVANTA FÖR ANALYSEN?</b> .....	<b>18</b>
2.4.1 <i>Skillnaden mellan samhällsekonomiska och företagsekonomiska kostnader</i> .....	<i>18</i>
2.4.2 <i>Att beräkna åtgärdskostnaderna för att nå energi- och klimatpolitiska mål</i> .....	<i>19</i>
<b>2.5 KOSTNADSEFFEKTIVITET PÅ KORT- OCH LÅNG SIKT</b> .....	<b>21</b>
<b>2.6 FÖREKOMSTEN AV FLERA MÅL</b> .....	<b>24</b>
<b>2.7 VILKA AKTÖRER/SEKTORER SKA STYRMEDELN RIKTAS MOT?</b> .....	<b>26</b>
<b>2.8 KOSTNADSEFFEKTIVITET I ETT ALLMÅN JÄMVIKTSPERSPEKTIV</b> .....	<b>29</b>
<b>2.9 AVSLUTANDE KOMMENTARER</b> .....	<b>30</b>
<b>KAPITEL 3</b> .....	<b>32</b>
<b>KOSTNADSEFFEKTIVITETSANALYSER: METODANSATSER OCH TIDIGARE ERFARENHETER</b> .....	<b>32</b>
<b>3.1 HUR KOMMENTERAS KOSTNADSEFFEKTIVITET I TIDIGARE STEM- OCH NV-UTVÄRDERINGAR?</b> .....	<b>32</b>
<b>3.2 RANGORDNING AV ÅTGÄRDER EFTER KOSTNADER</b> .....	<b>34</b>
<b>3.3 BIDRAGSEFFEKTIVITET: STATLIGA SUBVENTIONERS KOSTNADSEFFEKTIVITET</b> .....	<b>36</b>
3.3.1 <i>Energimyndighetens klimatrapport</i> .....	<i>36</i>
3.3.2 <i>Tidigare utvärderingar av det lokala investeringsprogrammet (LIP)</i> .....	<i>38</i>
<b>3.4 KOSTNADSOPTIMERINGSMODELLER</b> .....	<b>40</b>
3.4.1 <i>Utsläppshandel i stället för gränsvärden vid indiskt stålverk</i> .....	<i>40</i>
3.4.2 <i>Kostnadseffektiviteten i det amerikanska svavelprogrammet</i> .....	<i>42</i>
3.4.3 <i>Kostnadseffektiv miljöpolitik i Östersjön</i> .....	<i>42</i>
<b>3.5 AVSLUTANDE KOMMENTARER</b> .....	<b>44</b>
<b>KAPITEL 4</b> .....	<b>45</b>
<b>LATHUND FÖR UTVÄRDERINGAR AV STYRMEDELS FÖRMÅGA ATT FRÄMJA KOSTNADSEFFEKTIVITET</b> .....	<b>45</b>
<b>4.1 KOMBINATIONEN POLITISKT MÅL OCH MARKNADSMISSLYCKANDE</b> .....	<b>45</b>
<b>4.2 SYSTEMAVGRÄNSNINGAR OCH RELATIONEN TILL ANDRA STYRMEDEL</b> .....	<b>48</b>
<b>4.3 ÄR MARGINALKOSTNADSVILLKORET UPPFYLLT?</b> .....	<b>49</b>
4.3.1 <i>Marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt ("Ja")</i> .....	<i>51</i>
4.3.2 <i>Marginalkostnadsvillkoret är inte uppfyllt ("Nej")</i> .....	<i>52</i>
<b>4.4 HUR HÖGA ÄR KOSTNADERNA FÖR ADMINISTRERA STYRMEDEL?</b> .....	<b>52</b>
<b>4.5 ÖVERGRIPANDE BEDÖMNINGAR OCH FÖRSLAG TILL EVENTUELLA FÖRÄNDRINGAR</b> .....	<b>53</b>
<b>KAPITEL 5</b> .....	<b>54</b>
<b>DE SVENSKA ENERGI- OCH KLIMATPOLITISKA STYRMEDELENS KOSTNADSEFFEKTIVITET: ETT URVAL</b> .....	<b>54</b>
<b>5.1 INFORMATION SOM STYRMEDEL: EXEMPLET KLIMATINFORMATIONSKAMPANJEN</b> ...	<b>54</b>

<b>5.2 ELCERTIFIKATSYSTEMET</b> .....	57
5.2.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar .....	57
5.2.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt? .....	58
5.2.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning .....	60
<b>5.3 KILOMETERSKATT FÖR TUNGA LASTFORDON</b> .....	61
5.3.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar .....	61
5.3.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt? .....	62
5.3.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning .....	64
<b>5.4 DET LOKALA INVESTERINGSPROGRAMMET (LIP)</b> .....	64
5.4.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar .....	64
5.4.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt? .....	66
5.4.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning .....	67
<b>5.5 STÖD TILL INTRODUKTION AV ALTERNATIVA DRIVMEDEL</b> .....	67
5.5.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar .....	68
5.5.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt? .....	69
5.5.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning .....	71
<b>KAPITEL 6</b> .....	<b>72</b>
<b>KOLDIOXIDSKATTENS KOSTNADSEFFEKTIVITET: ÄR SEKTORSDIFFERENTIERINGEN ETT PROBLEM?</b> .....	<b>72</b>
<b>6.1 INLEDNING</b> .....	72
<b>6.2 KOLDIOXIDSKATTENS KOSTNADSEFFEKTIVITET: EN ÖVERSIKTLIG ANALYS</b> .....	73
6.2.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar .....	73
6.2.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt? .....	77
6.2.3 Hur höga är kostnaderna för att administrera koldioxidskatten? .....	79
6.2.4 En första sammanfattning .....	81
<b>6.3 SAMHÄLLESEKONOMISKA KOSTNADER I ETT ALLMÄNT JÄMVIKTSPERSPEKTIV</b> .....	82
6.3.1 Modellbeskrivning av EMEC .....	82
6.3.2 Kort beskrivning av några tidigare EMEC-analyser .....	84
<b>6.4 ALLMÄN JÄMVIKTSANALYS AV KOLDIOXIDSKATTENS SEKTORSDIFFERENTIERING</b> ...	86
6.4.1 Samhällsekonomisk kostnadsanalys .....	88
<b>6.5 JÄMFÖRELSE MELLAN EMEC OCH MARKAL</b> .....	93
6.5.1 MARKAL .....	94
6.5.2 Sammanfattande jämförelse mellan EMEC och MARKAL-MACRO .....	98
<b>6.6 KOLDIOXIDSKATTENS KOSTNADSEFFEKTIVITET – EN ÖVERGRIPANDE BEDÖMNING</b> .	98
6.6.1 Svårigheter med att utvärdera koldioxidskatten .....	99
6.6.2 Koldioxidskatten skapar incitament som bidrar till hög kostnadseffektivitet .....	100
6.6.3 Möjligheter att höja kostnadseffektiviteten i klimatpolitiken .....	101
6.6.4 Sammanfattande bedömning av koldioxidskattens kostnadseffektivitet .....	103
<b>KAPITEL 7</b> .....	<b>104</b>
<b>STYRMEDEL FÖR ENERGIEFFEKTIVISERING: VILLKOR FÖR KOSTNADSEFFEKTIVITET</b> .....	<b>104</b>
<b>7.1 INLEDNING</b> .....	104
<b>7.2 ENERGIEFFEKTIVISERING SOM MÅL ELLER MEDEL I ENERGIPOLITIKEN</b> .....	105
<b>7.3 ENERGIEFFEKTIVISERING OCH MARKNADSMISSLYCKANDEN</b> .....	107
<b>7.4 ENERGIEFFEKTIVISERING SOM KLIMATPOLITISKT MEDEL</b> .....	110
<b>7.5 INFORMATIVA STYRMEDEL FÖR ENERGIEFFEKTIVISERING</b> .....	112
<b>7.6 FRIVILLIGA AVTAL</b> .....	113
7.6.1 Frivilliga avtal och kostnadseffektivitet: en teoretisk diskussion .....	114
7.6.2 Praktiska erfarenheter av "frivilliga avtal" från andra länder .....	118
<b>7.7 PROGRAM FÖR ENERGIEFFEKTIVISERING I SVERIGE</b> .....	121
7.7.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar .....	122
7.7.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt? .....	125
7.7.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning .....	129
<b>7.8 VITA CERTIFIKAT</b> .....	130
7.8.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar .....	131
7.8.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt? .....	133

7.8.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning.....	134
<b>7.9 STÖD TILL ENERGIEFFEKTIVISERING I OFFENTLIGA FASTIGHETER.....</b>	<b>134</b>
7.9.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar.....	135
7.9.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt? .....	136
7.9.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning.....	136
<b>7.10 AVSLUTANDE KOMMENTARER .....</b>	<b>136</b>
<b>REFERENSER.....</b>	<b>139</b>



# Kapitel 1

## INTRODUKTION

### 1.1 Bakgrund

I Sverige existerar ett stort antal politiska styrmedel som syftar till att bidra till uppfyllandet av klimat- och energipolitiska målsättningar. Dessa inkluderar exempelvis koldioxidskatter, handel med utsläppsrätter, elcertifikat, investeringssubventioner (t.ex. LIP och KLIMP), samt olika styrmedel riktade mot energieffektiviseringsåtgärder. I valet mellan olika styrmedel framhålls i regel en rad olika urvalskriterier, som kan ligga till grund för att avgöra vilka styrmedel och/eller vilka styrmedelskombinationer som är bäst lämpade i respektive fall. Dessa inkluderar bl.a.:

- Måluppfyllelse och effekter, d.v.s. styrmedlens förmåga att ge tillräckliga incitament till ekonomins aktörer att vidta åtgärder för att minska exempelvis miljöpåverkan, och på så sätt bidra till uppfyllandet av klimat- och energipolitiska mål.
- Kostnadseffektivitet, d.v.s. styrmedlens förmåga att bidra till uppsatta mål till lägsta möjliga kostnad för samhället.
- Fördelningseffekter, d.v.s. kostnadernas fördelning på olika aktörer i ekonomin (t.ex. industri kontra hushåll, låginkomsthushåll kontra höginkomsthushåll etc.).
- Effekter på teknisk utveckling, d.v.s. styrmedlens förmåga att ge tillräckliga incitament till ekonomins aktörer att vidta åtgärder för att utveckla ny teknologi som på sikt kan reducera miljöpåverkan till lägre kostnad.

Denna rapport fokuserar uteslutande på olika styrmedels förmåga att främja kostnadseffektivitet. Vi kommer dock att upptäcka att det är svårt att analysera kostnadseffektivitet utan att samtidigt också behandla fördelningseffekter (vem ska bära kostnaderna?) samt inverkan på teknisk utveckling (vilken är potentialen för kostnadsreduktioner på lång sikt?). Det är dock hela tiden kostnadseffektivitet (på kort och lång sikt) som står i fokus, och rapporten behandlar exempelvis inte fördelningseffekter utifrån ett rättviseperspektiv eller styrmedlens måluppfyllelse. Ett viktigt skäl till att här koncentrera analysen på kostnadseffektivitet är att detta blivit ett allt viktigare kriterium i utvärderingen av existerande och föreslagna styrmedel, och att det därför finns ett behov av kunskap om hur olika styrmedels kostnadseffektivitet kan – och bör – utvärderas. Kostnadseffektivitet är viktigt för politikens legitimitet; styrmedel som medför onödigt höga kostnader för ekonomins aktörer riskerar att motarbetas, och innebär dessutom ett slöseri med samhällets resurser (se t.ex. Tietenberg, 2002).

Ett flertal utvärderingar av olika styrmedel i klimatpolitiken har genomförts inom ramen för bl.a. Kontrollstation 2004 (STEM och NV, 2004), översynen av elcertifikatsystemet (STEM, 2004c), utvärderingen av det kortsiktiga omställningsprogrammet (STEM 2001a) etc. Effektiviteten i dessa styrmedel i termer av minskade utsläpp, mängd förnybar el, ökad energieffektivitet etc. har i de flesta fall kunnat kvantifieras på ett någorlunda bra sätt. Dock har problematiken med att bedöma kostnadseffektiviteten hos den förda politiken varit betydligt svårare och stannat vid troliga effekter och teoretiska resonemang. Det betyder att kostnadseffektiviteten i de styrmedel som varit del av den svenska energi- och klimatpolitiken inte blivit tillräckligt utförligt beskriven och utvärderad. Även i den internationella diskussionen (inte minst i samband med klimatrapporteringen) hörs allt oftare önskemål om att ländernas redovisningar/utvärderingar ska inkludera en analys av kostnadseffektiviteten i den förda politiken. Inför det stundande arbetet med rapporteringen om den svenska klimatpolitiken i Sveriges fjärde nationalrapport till FNs klimatkonvention, har Energimyndigheten för avsikt att stärka beskrivningen av kostnadseffektiviteten i de styrmedel som använts i den svenska klimatpolitiken sedan 1990. Energimyndigheten önskar även få en metodik för att kunna bedöma kostnadseffektiviteten i styrmedel i andra sammanhang i framtiden. I NV (2003) efterlyses också metoder för bedömningar av olika styrmedels kostnadseffektivitet.

Det är också intressant att notera att trots den starka betoning som den miljöekonomiska litteraturen lägger på ekonomiska styrmedels förmåga att främja kostnadseffektivitet, är det förvånande att själva innebörden i kostnadseffektivitetsbegreppet ofta diskuteras mycket ytligt i miljöekonomiska läroböcker (Baumol och Oates (1988) utgör dock ett undantag).

Ovanstående borgar för att det finns ett tydligt behov av en studie som analyserar metodologiska problem vid bedömningen av styrmedels kostnadseffektivitet men även bidrar med empiriska utvärderingar av existerande styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken. Den kunskap som genereras inom ramen för det föreslagna projektet bör således kunna bidra till att utforma riktlinjer för hur framtida utvärderingar kan – och t.o.m. bör – utformas.

## **1.2 Syfte och avgränsningar**

Syftet med denna rapport är att inledningsvis analysera de metodologiska frågor som måste beaktas vid en utvärdering av kostnadseffektiviteten hos olika styrmedel. Rapporten granskar sedan en rad tidigare (såväl svenska som utländska) studier som försökt utvärdera miljö- och energipolitiska styrmedels kostnadseffektivitet. Analysen mynnar ut i en sammanfattande ”lathund”, som listar de viktigaste frågeställningarna och bedömningarna som måste lyftas fram i samband med en sådan utvärdering. Dessutom analyseras översiktligt kostnadseffektiviteten hos några centrala – existerande likväl som föreslagna –

styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken. Den svenska koldioxidskatten och styrmedel riktade mot energieffektivisering analyseras i mer detalj i två fördjupningskapitel. Den föreslagna ”lathunden” ligger till grund för denna empiriska analys, som – utöver att kommentera hur väl kostnadseffektivitetskriteriet är uppfyllt i de aktuella fallen – också analyserar hur kostnadseffektiviteten kan förbättras.

Fokus i rapporten ligger på styrmedel som utgör en del av klimat- och energipolitiken men i vår analys av tidigare studier beaktas även utvärderingar av andra miljöpolitiska åtgärder ifall de metoder som använts bedöms vara intressanta. Analysen kommer att innehålla referenser till olika typer av utvärderingar, inte minst sådana som: (a) explicit försöker uppskatta kostnaderna för genomförda åtgärder; (b) bygger på modeller av ekonomin (t.ex. allmän jämviktsmodeller, ekonometriska modeller etc.) i vilka utfallet på kostnadsbilden kan analyseras utifrån olika scenarier; samt (c) utgår från en analys av styrmedlens utformning och inriktning snarare än på kostnadsuppskattningar. I vår analys av de svenska styrmedlen kommer vi i första hand att förlita oss till de två senare metoderna.

Det är också viktigt att påpeka att vårt fokus ligger i första hand på *styrmedlens förmåga att främja kostnadseffektivitet*, och således i mindre grad på en analys av de åtgärder som styrmedlen uppmuntrar till och dessas respektive kostnader (se vidare avsnitt 2.4).

### **1.3 Rapportens disposition**

Kapitel 2 innehåller en teoretisk och metodologisk diskussion om innebörden i begreppet kostnadseffektivitet samt om vilka villkor som måste vara uppfyllda för att ett visst styrmedel ska främja kostnadseffektivitet. I detta kapitel analyseras också de skillnader som finns gällande utvärdering av kostnadseffektivitet på kort- kontra lång sikt, samt hur förekomsten av olika mål kopplade till samma styrmedel påverkar kostnadseffektivitetsanalysen. I kapitel 3 ges en översikt av tidigare studier och rapporter som försökt utvärdera kostnadseffektiviteten i miljö- och energipolitiken. Kapitlet delas in efter de metoder som använts i dessa studier och illustrerar med några exempel hur dessa tillämpats empiriskt på utvalda styrmedel. Studierna och dessas angreppssätt granskas också kritiskt och eventuella styrkor och svagheter diskuteras. Kapitel 4 ger med utgångspunkt från den teoretiska analysen samt översikten av tidigare studier några handfasta riktlinjer för hur kostnadseffektiviteten hos olika styrmedel kan utvärderas. I kapitel 5 presenteras – med utgångspunkt från ovanstående ”lathund” – en översiktlig analys av kostnadseffektiviteten hos några viktiga klimat- och energipolitiska styrmedel i Sverige. I två fördjupningskapitel analyseras i mer detalj den svenska koldioxidskattens kostnadseffektivitet (kapitel 6), samt kostnadseffektiviteten hos olika styrmedel för energieffektivisering (kapitel 7).

## Kapitel 2

# KOSTNADSEFFEKTIVITET: EN TEORETISK DISKUSSION

### 2.1 Marknadsmislyckanden, optimal miljöpolitik och utformningen av styrmedel

I en ekonomi där balansen mellan utbud och efterfrågan avgör vilka varor som ska produceras och konsumeras samt hur dessa produceras, kommer utfallet – givet att vissa viktiga villkor är uppfyllda – att motsvara en resursfördelning som ger maximal samhällsnytta. Marknadskrafterna säkerställer att marginalkostnaden för producenterna motsvarar marginalnyttan hos konsumenterna och samhällsnyttan är därmed maximerad. Förekomsten av s.k. marknadsmislyckanden innebär dock att de fria marknadskrafterna inte alltid lyckas uppfylla denna sin grundläggande uppgift, och motiverar i sin tur införandet av politiska styrmedel för att styra beteendena på marknaden i en riktning som ökar samhällsnyttan.<sup>1</sup> Klimat- och energipolitiska styrmedel kan motiveras utifrån flera typer av marknadsmislyckanden, men vi ska inledningsvis nöja oss med att diskutera klimatpolitikens mest centrala.

Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv motiveras styrmedel riktade mot kolinnehållet i fossila bränslen av att koldioxidutsläppen vid förbränning utgör ett *marknadsmislyckande*. Utsläppen orsakar s.k. externa kostnader, det vill säga negativa bieffekter av energiproduktionen som dels drabbar andra producenter och konsumenter och som dels inte är prissatta på någon marknad. Detta innebär att de privata kostnaderna för energiproduktionen är lägre än de samhälleliga, och om inte denna skillnad synliggörs för energiproducenterna ges dessa ett incitament att släppa ut mer koldioxid än vad som är önskvärt. Vad som dock är mindre klart är på vilken nivå exempelvis en skatt ska sättas för att på bästa sätt signalera bränslets miljöskador för att således uppnå rätt balans mellan den samhällsekonomiska nyttan och kostnaden av koldioxidutsläpp. Vi vet exempelvis att naturgas ger upphov till lägre koldioxidutsläpp per energienhet än kol och olja men högre än biomassa, men hur översätter vi dessa skillnader till kronor och ören? Teoretiskt sett ska miljöskatter helst sättas på en nivå som sammanfaller med värdet av den (marginella) externa kostnaden vid den samhällsekonomiskt optimala

---

<sup>1</sup> Det är ingen allmängiltig sanning att förekomsten av marknadsmislyckanden alltid motiverar införandet av styrmedel. I vissa specifika fall kan marknadsaktörerna i linje med det s.k. Coase-teoremet (se Coase, 1960) förhandla sig fram till en samhällsnyttig lösning, och med andra ord eliminera marknadsmislyckandet på egen hand. Ofta är dock transaktionskostnaderna så höga att sådana ”förhandlingslösningar” ej kommer till stånd.

utsläppsnivån.<sup>2</sup>

Det finns en rad studier som försökt ”sätta pris” på energiproduktionens miljökostnader (för en översikt, se bl.a. Sundqvist och Söderholm, 2002). Viktiga slutsatser från dessa studier är att värdering av miljöeffekter i monetära termer är en mycket komplex uppgift som lätt kan leda till svårtolkade och ”skakiga” resultat, och detta gäller inte minst skadorna från koldioxidutsläpp givet deras långsiktiga och genuint globala karaktär (se t.ex. Pearce, 2003 samt Azar och Sterner, 1996). Svårigheterna med att utforma en samhällsekonomiskt optimal miljöpolitik är relaterade inte bara till bristen på information om miljöskadornas effekter och kostnader utan även till att kollektiva beslut om klimatpolitiska ambitioner inte alltid kan – och bör – tas utifrån en strikt ekonomisk avvägning mellan nytta och kostnader (Söderholm och Sundqvist, 2003a). Kompletterande kriterier för vad som kännetecknar en effektiv och väl fungerande klimat- och energipolitik behöver därför ofta definieras. I praktiken baseras många politiska ambitioner i energiområdet på utsläppsmål (t.ex. procentuell koldioxidreduktion i förhållande till ett basår) och på produktionsmål för förnyelsebara energikällor (t.ex. ökning i andelen förnyelsebar elproduktion av den totala elkonsumtionen). Dessa mål utgör i bästa fall en kompromiss mellan en bedömning av miljöproblemets allvar och de politiska och ekonomiska möjligheterna att beskatta de som orsakat utsläppen och/eller subventionera de aktörer som investerar i ny koldioxidfri energiteknik. Målen är mycket sällan explicit resultatet av ekonomiska uppskattningar av nyttan och kostnaderna av att åtgärda problemen.

Styrmedlens roll blir här naturligtvis att bidra till uppfyllandet av dessa mål. Koldioxidskatten behöver inte längre vara ”optimal” utan den behöver ”bara” sättas på en sådan nivå att de överenskomna reduktionerna i koldioxidutsläppen förverkligas. I det fall utsläppen blir för höga (låga) kan myndigheterna besluta om en höjning (sänkning) av skatten. I fallet med handel med överlåtbara utsläppsrätter finns t.o.m. den aggregerade utsläppsreduktionen inbyggd i styrmedlet som sådant.<sup>3</sup> I de flesta fall finns en rad olika styrmedel som alla kan bidra till uppfyllandet av uppsatta mål. Olika styrmedel ger dock i regel också upphov till varierande fördelningseffekter gällande vilka som får bära kostnaden, samt till skilda nivåer på den totala samhällsekonomiska kostnaden för att uppnå det uppsatta målet.

En viktig utgångspunkt i denna rapport och i projektet som helhet är att vi inte utvärderar eller ifrågasätter de klimat- och energipolitiska målen som sådana. I stället riktas uppmärksamheten helt och hållet på egenskaperna hos de

---

<sup>2</sup> Denna ”enkla” regel gäller dock inte i lika hög utsträckning om hänsyn även tas till miljöskatternas effekter på arbetsutbudet och på näringslivets produktionsförmåga. Se exempelvis Aronsson (2003), Mabey och Nixon (1997) samt diskussionen i avsnitt 2.8.

<sup>3</sup> Samma sak gäller exempelvis handel med elcertifikat där den politiskt bestämda kvoten för förnyelsebar elproduktion motsvaras av elleverantörernas (obligatoriska) efterfrågan på certifikaten.

styrmedel som kan implementeras för att uppnå dessa mål, och då främst på styrmedlens förmåga att bidra till kostnadseffektivitet.

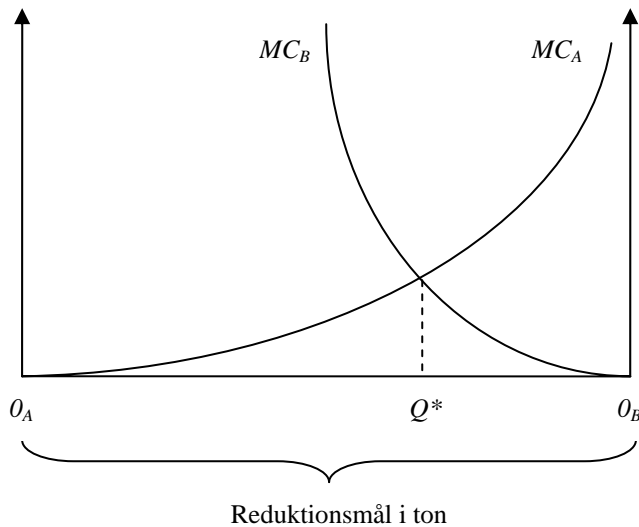
## 2.2 Innebörden i kostnadseffektivitetskriteriet

I de fall då klimat- och energipolitikens mål inte är baserade på samhällsekonomiska nytto-kostnadskalkyler utan på exogent givna kvantitativa mål blir den ekonomiska analysens roll bl.a. att bedöma hur de samhällsekonomiska kostnaderna för att uppnå dessa mål kan minimeras. Ett styrmedel som säkerställer att den totala reduktionen av koldioxid åstadkoms till lägsta möjliga kostnad för samhället, är således ett styrmedel som främjar kostnadseffektivitet i klimatpolitiken.

Innan vi kommenterar olika styrmedels förmåga att uppfylla ett givet mål på ett kostnadseffektivt sätt ska vi med ett enkelt exempel illustrera det ekonomiska villkor som måste vara uppfyllt för att exempelvis det svenska målet om koldioxidbegränsning ska uppfyllas på ett kostnadseffektivt sätt. Figur 2.1 visar marginalkostnadskurvor för koldioxidreduktion för två företag,  $MC_A$  och  $MC_B$ . Marginalkostnaden definieras här som kostnaden för att reducera en extra enhet (t.ex. kg) koldioxid, och denna kostnad ökar med ökad reduktionsvolym. I figuren läses företag A:s reduktionsvolym från vänster till höger, och företag B:s motsvarande reduktioner från höger till vänster. För båda företagen gäller att de ”första” utsläppen kan hanteras med förhållandevis billiga åtgärder (t.ex. bränslesubstitution i existerande kapacitet) medan ytterligare reduktioner endast kan åstadkommas med hjälp av relativt dyra åtgärder (t.ex. investeringar i ny förnyelsebar kapacitet).<sup>4</sup> Den horisontella axeln i Figur 2.1 visar den *totala* reduktion som myndigheterna kräver (d.v.s. den nuvarande utsläppsnivån minus den maximalt tillåtna nivån).

---

<sup>4</sup> I exemplet skulle A och B lika gärna kunna representera två olika klimatreducerande åtgärder, exempelvis vindkraft och bioeldad kraft, Även då skulle det vara rimligt att anta att marginalkostnadskurvorna ( $MC_A$  och  $MC_B$ ) stiger med ökad reduktion. För att kunna expandera måste vindkraften lokaliseras på alltmer svårtillgängliga och/eller vindfattiga platser, och för biokraften varierar exempelvis bränslepriserna beroende på lokalisering.



Figur 2.1: Kostnadseffektiv utsläppsreduktion

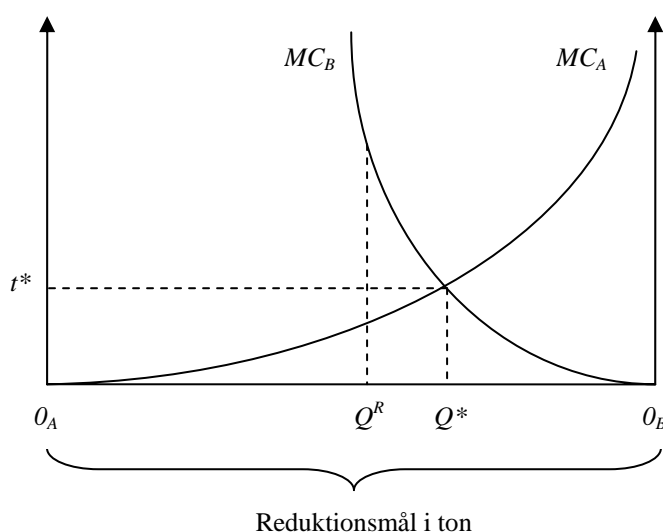
Av Figur 2.1 framgår att exempelvis företag A i princip ensamt skulle kunna uppfylla den reduktion som myndigheterna fastställt men kostnaden för detta skulle bli relativt hög (och motsvaras av ytan under hela A:s marginalkostnadskurva). Genom att i stället omfördela en del av reduktionsansvaret från A till B skulle de totala kostnaderna sjunka eftersom relativt dyra reduktionsåtgärder i A kan ersättas med billiga åtgärder i B. En sådan omfördelning bör ske fram till den punkt då de två företagens marginalkostnader är exakt lika; endast då finns ej längre någon möjlighet att sänka de totala kostnaderna genom att omfördela reduktionsansvaret mellan företagen. Kostnadseffektivitet i klimatpolitiken handlar med andra ord i grunden om hur det totala utsläppsreduktionsansvaret ska fördelas mellan ekonomins aktörer, och ett nödvändigt (dock ej tillräckligt) villkor för kostnadseffektivitet är att marginalkostnaden för reduktion är lika för alla dessa aktörer. Detta visar också att kostnadseffektivitet inte är synonymt med ”billigt”; ett styrmedel som ska bidra till att uppfylla ambitiöst satta klimatmål (t.ex. en hög koldioxidskatt) kan leda till dyra åtgärder, men trots allt vara det styrmedel som minimerar kostnaderna för att uppnå målet.

Det är mycket viktigt att framhålla att analysen ovan bygger på antagandet att ett ton utsläpp ger exakt samma miljöeffekt oavsett var det sker. När det gäller utsläpp av växthusgaser såsom koldioxid stämmer antagandet mycket väl med verkligheten, men för många andra utsläpp i vatten och luft (t.ex. svaveldioxid, kväveläckage) är miljöskadan normalt en funktion av recipientens egenskaper. I det senare fallet håller därför inte villkoret att marginalkostnaderna baserade på *mängden* utsläppsreduktion ska likställas. I stället är det marginalkostnaderna för att åstadkomma en viss *miljöeffekt* som bör vara lika för att kostnadseffektivitet ska råda. Eftersom vårt huvudsakliga

fokus ligger på klimatpolitiska styrmedel kommer vi att bortse från denna komplikation.

### 2.3 Styrmedel för kostnadseffektivitet

Medan vi i det föregående avsnittet diskuterade det villkor som måste gälla för att klimat- och energipolitiska mål ska uppnås på ett kostnadseffektivt sätt, analyserar vi i detta avsnitt vilka styrmedel som generellt sett främjar kostnadseffektivitet. Figur 2.2 replikerar marginalkostnadskurvorna för koldioxidreduktion men nu är vi också intresserade av det faktiska utfallet gällande A:s och B:s reduktionsåtaganden då olika styrmedel sätts in för att åstadkomma den politiskt bestämda totalreduktionen.



Figur 2.2: Olika styrmedels effekter på reduktionskostnaden

Låt oss först anta att staten inför en utsläppsskatt på koldioxid,  $t = t^*$ , som är konstant för varje kg utsläppt koldioxid.<sup>5</sup> Vi antar också att båda företagen i vårt exempel strävar efter att minimera sina kostnader, och då de konfronteras med den nya skatten jämför de därför sina kostnader för att reducera utsläppen med de (företagsekonomiska) kostnader som skatten innebär. För företag A är det lönsamt att genomföra reduktionsåtgärder upp till punkten  $Q^*$ ; därefter är det billigare för A att betala skatten för alla resterande utsläpp. Givet skattenivån  $t^*$  kommer även företag B att välja att reducera sina utsläpp upp till punkten  $Q^*$ ; på så sätt möts också precis det aggregerade reduktionsmålet. Detta exempel visar att en skatt som är lika hög för alla aktörer kommer att

<sup>5</sup> I praktiken beskattas inte koldioxidutsläppen som sådana utan skatten läggs i stället på konsumtionen av fossila bränslen och differentieras efter respektive bränsles koldioxidutsläppspotential vid förbränning. Detta innebär exempelvis att den koldioxidskatt som belastas kol ofta är dubbelt så hög som motsvarande skatt för naturgas.



främja kostnadseffektivitet eftersom aktörerna reducerar sina utsläpp till den punkt där skattenivån är lika med marginalkostnaden för reduktion. Samtidigt visar exemplet också att skatter kan leda till bristande måluppfyllelse. Om skatten hade satts så att  $t > t^*$  ( $t < t^*$ ), hade den totala reduktionen överstigit (understigit) målet, och eftersom det är svårt för den reglerande myndigheten att exakt känna till marginalkostnadskurvornas utseende blir det också svårt för den att direkt sätta skatten på en lagom hög nivå. Samtidigt är det viktigt att påpeka att oavsett reduktionsnivå främjar skatten kostnadseffektivitet (detta eftersom marginalkostnaderna för olika företag alltid blir lika höga), och i denna rapport analyserar vi inte explicit styrmedlens måluppfyllelse.

Fallet med en skatt på koldioxidutsläppen ska vi nu jämföra med en situation där myndigheterna med hjälp av ett tillståndsförfarande direkt reglerar den utsläppsvolym som respektive företag maximalt får ha. I detta fall blir måluppfyllelsen ofta hög eftersom myndigheterna kan se till att summan av alla företags reduktioner motsvarar det totala reduktionsmålet, men effekterna på kostnadsbildningen är mer tvetydig. Det finns i regel få skäl att tro att tillståndsförfarandet leder till en bördefördelning som motsvarar den kostnadseffektiva fördelningen ( $Q^*$  i Figur 2.2). I Figur 2.2 har vi antagit att tillståndsmyndigheten ålägger företagen att reducera lika stor mängd av utsläppen, och summan av reduktionsåtagandena är lika med det totala reduktionsmålet. Detta utfall motsvaras av  $Q^R$  i Figur 2.2. Denna fördelning är dock inte kostnadseffektiv eftersom det är möjligt att uppnå exakt samma reduktionsmål till lägre kostnad genom att omfördela reduktionsåtagandena från företag B till företag A. Den extra kostnaden för tillståndspolitiken (jämfört med den kostnadseffektiva lösningen) motsvaras av ytan mellan de två marginalkostnadskurvorna i det reduktionsintervall som avgränsas av  $Q^*$  och  $Q^R$ . Det bör framstå som klart att ju större kostnadsskillnaderna är företagen emellan desto större blir också den potentiella extra kostnaden för tillståndspolitiken, och desto viktigare blir det (ur kostnadseffektivitetssynpunkt) att använda en skatt.

Vårt exempel ovan visar sammanfattningsvis att ekonomiska styrmedel som ”sätter ett pris” på koldioxidutsläpp främjar (till skillnad från reglerande styrmedel) en kostnadseffektiv koldioxidreduktion. Utgångspunkten är att företag väljer att reducera sina utsläpp upp till den punkt där ”prislappen” på utsläppet är lika med marginalkostnaden för att reducera utsläppen.<sup>6</sup> I de fall då skattesatserna differentieras efter exempelvis utsläppare – på ett sätt som inte kan motiveras utifrån miljöeffekt – blir utfallet inte kostnadseffektivt eftersom marginalkostnaderna för reduktion då skiljer sig åt mellan aktörer. Även om vi använt en utsläppsskatt som exempel är principen densamma för alla

<sup>6</sup> Det är viktigt att påpeka att detta resonemang förutsätter att de företag som konfronteras av styrmedlet strävar efter att hålla nere sina produktionskostnader så mycket som möjligt, men det behöver inte med nödvändighet innebära att de är vinstmaximerande (se bl.a. Baumol and Oates, 1988). I fallet med hushåll bygger analysen också på att hushållen strävar efter att minimera sina kostnader – i form av exempelvis tid och pengar – för att uppfylla sina behov.

ekonomiska och marknadsbaserade styrmedel (t.ex. elcertifikat, utsläppssubventioner, överlåtbara utsläppsrättigheter etc.) där *alla* aktörer möts av samma ”prislapp”.

Detta innebär dock inte att ekonomiska styrmedel alltid ger *tillräckliga* förutsättningar för en kostnadseffektiv klimatpolitik,<sup>7</sup> men förutsättningarna är goda för att de ofta kan säkerställa ett *nödvänt* villkor för kostnadseffektivitet. Styrkan med ekonomiska styrmedel är att de via en enhetlig ”prislapp” ger kontinuerliga incitament till att reducera koldioxidutsläppen, men utan att stipulera *hur* denna reduktion ska åstadkommas. Eftersom det i regel är svårt för den reglerande myndigheten att förutsäga vilka kort- och långsiktiga reduktionsåtgärder som kan komma att vidtas samt vilka kostnader dessa medför, är detta en viktig egenskap hos ekonomiska styrmedel (Stavins, 2000; Ellerman, 1999). De ger ett incitament för ekonomins aktörer att hitta nya och billigare sätt att reducera utsläppen på. Den informationsbrist som nästan alltid råder om åtgärder och specifika kostnader diskuteras i mer detalj i nästa avsnitt.

## **2.4 Vad menas med kostnader och vilka kostnader är relevanta för analysen?**

### 2.4.1 Skillnaden mellan samhällsekonomiska och företagsekonomiska kostnader

Vi har så här långt diskuterat villkoren för kostnadseffektivitet i klimat- och energipolitiken, dock utan att definiera exakt vad vi menar med ”kostnad”. Det som är av intresse i detta sammanhang är de *samhällsekonomiska* kostnader som är kopplade till uppfyllandet av uppsatta klimat- och energipolitiska mål. Enligt ekonomisk teori är en samhällsekonomisk kostnad alltid på något sätt relaterad till en real resursåtgång (av t.ex. arbetskraft, energi, realkapital, material etc.), och kostnaden för en specifik åtgärd utgörs av värdet av de resurser som går åt för att genomföra åtgärden. Detta värde är i sin tur definierat som den samhällsekonomiska nytta som resurserna hade åstadkommit i sin bästa alternativa användning.<sup>8</sup>

Vissa av de kostnader som ett företag har, är inte att betrakta som samhällsekonomiska, och denna insikt är inte minst viktig då det gäller effekterna av olika miljöpolitiska styrmedel. Ett företag som möts av en reglering i form av gränsvärden för sina utsläpp måste vidta vissa åtgärder (t.ex. installera reningsutrustning, byta bränsleinput etc.) för att uppfylla åtagandet. De utsläpp som ligger inom de tillåtna behöver inte företaget betala för på något sätt, men så är inte fallet då företaget möts av en utsläppsskatt. Vid en skatt väljer företaget att vidta egna reduktionsåtgärder upp till den punkt då

---

<sup>7</sup> Se exempelvis diskussionen om det svenska elcertifikatsystemet i avsnitt 5.2.

<sup>8</sup> På en väl fungerande marknad motsvaras detta värde av resursernas marknadspris.

marginalkostnaden för denna reduktion är lika med skattenivån, men till skillnad från fallet med gränsvärden måste nu företaget betala skatten för varje utsläpp utöver den mängd som det valt att reducera. De skattekostnader som uppstår här är dock *företagsekonomiska* (d.v.s. de påverkar direkt företagets resultaträkning) men eftersom skatten inte motsvaras av en real resursförbrukning som kommit till för att uppnå miljömålet – utan i stället är en finansiell transaktion från företaget till staten – utgör den inte en *samhällsekonomisk* kostnad.

Detta innebär således också att de skatter och subventioner som företag betalar/erhåller *direkt* inte ska inkluderas i en kostnadseffektivitetsanalys (se dock också nästa avsnitt). Det bör dock samtidigt påpekas att de kostnader som läggs ned på att administrera styrmedlen och kontrollera styrmedlens efterlevnad (t.ex. arbetskraft, material etc.) ska ingå i en kostnadseffektivitetsanalys. Ofta utgör dock dessa kostnader en ganska liten andel av de totala kostnaderna för att uppnå satta miljömål.

#### 2.4.2 Att beräkna åtgärdskostnaderna för att nå energi- och klimatpolitiska mål

I det föregående delavsnittet betonade vi att de kostnader som är relevanta i en kostnadseffektivitetsanalys främst är de samhällsekonomiska kostnader som uppstår för att vidta åtgärder (investeringar i ny teknik, bränslebyten etc.) som bidrar till uppfyllandet av det uppsatta målet. Att bestämma dessa kostnader är dock ingen enkel uppgift, och i detta delavsnitt diskuteras två skäl till varför så är fallet.

Det *första* skälet är att de kostnader som används i analysen ska inkludera även värdet av de externa effekter som uppstår, och dessa är som påpekats ovan svåra att bestämma. Om exempelvis ett energibolag väljer att reducera sina koldioxidutsläpp genom att stänga sitt gamla kolkraftverk och i stället investera i ett kraftverk med naturgas som bränsle, är den samhällsekonomiska kostnaden för denna klimatåtgärd de totala kostnaderna för det nya kraftverket minus de undvikbara (rörliga) kostnaderna för det existerande kraftverket.<sup>9</sup> Men åtgärden påverkar inte bara de privata kostnaderna utan även de externa effekterna av produktionen utöver koldioxidutsläppen (t.ex. svavel- och kvävedioxidutsläpp). I vårt exempel är det rimligt att utgå från att åtgärden får fördelaktiga nettoeffekter på övriga utsläpp (d.v.s. utsläppen minskar totalt sett), och det skulle rent teoretiskt innebära att då dessa effekter tas med sjunker åtgärdens samhällsekonomiska nettokostnad.

Resonemanget ovan förutsätter dock att det inte finns några existerande styrmedel (t.ex. skatter) som på ett effektivt sätt ”internaliserar” de externa miljöeffekterna i respektive fall. Om så är fallet ska exempelvis eventuella

---

<sup>9</sup> Anledningen till att investeringskostnaderna för det existerande kraftverket inte beaktas här är att dessa kostnader är ”bundna” (sunk); de är redan tagna och ska därför heller inte påverka framtida beslut.

skatter på svaveldioxid inkluderas i kostnadseffektivitetsanalysen just därför att de ”korrigerar” för förekomsten av en extern (samhällsekonomisk) kostnad, som energibolagen i frånvaro av skatten inte hade tagit hänsyn till i sina produktions- och investeringsbeslut. Anledningen till att svavelskatten i detta fall – till skillnad från koldioxidskatten i exemplet i avsnitt 2.4.1 – ska betraktas som en samhällsekonomisk kostnad (och inte endast som en finansiell transferering) är således att den dels är kopplad direkt till kostnaden för den åtgärd som syftar till att reducera koldioxidutsläppen *och* dels för att den är införd i syfte att ”synliggöra” de miljöskador som kostnadsminimerande energibolag annars hade förbisett. Resonemanget i avsnitt 2.4.1 bygger på att skatten visserligen har ett miljöstyrande syfte, men den är inte kopplad till någon specifik åtgärd som konsumerar produktiva resurser.

På ett praktiskt plan kan analysen bli mycket komplex om alla externa kostnader (och intäkter) ska inkluderas på ett konsistent sätt i en kostnadseffektivitetsstudien. Det är därför vanligt att helt enkelt anta att de kostnader som företagen faktiskt har för att vidta exempelvis koldioxidreducerande åtgärder i tillräcklig omfattning inkluderar ersättning för de olika miljöskador som åtgärden ger upphov till. I de flesta västländer ”internaliseras” miljöskador på en rad olika sätt, inte minst via skatter, gränsvärden, teknikkraV, tillståndsprövningar etc.

Det *andra* skälet till varför det ofta är svårt att uppskatta kostnaderna för de åtgärder som krävs för att uppfylla energi- och klimatpolitiska mål är att ekonomiska kostnader i hög grad är kontextberoende och i begränsad omfattning givna av en viss teknologi (Stiglitz, 2002). Även om två olika vindkraftsinvesterare har köpt in exakt samma teknologi och utrustning kan kostnaderna för respektive investering skilja sig åt markant dessa emellan, bl.a. beroende på det geografiska läget. Tillståndsprövningen kan vara mer eller mindre mödosam som ett resultat av den lokala befolkningens inställning till investeringen, och vindförhållandena kan variera. Även avkastningskraven kan vara olika höga för olika investerare, inte minst som en följd av ägarförhållanden (t.ex. kommunal- kontra privatägda bolag). Detta visar sammantaget att det är mycket svårt (för att inte säga omöjligt) att *ex ante* (utifrån ingenjörsmässiga beräkningar) beräkna alla de åtgärds-kostnader som följer av införandet av ett visst styrmedel, och inte minst förutse hur kostnaderna kommer att fördela sig på olika aktörer. På samma sätt blir det också svårt att *ex post* utvärdera kostnadseffektiviteten för ett styrmedel genom att med hjälp av teknologispecifika data direkt räkna ut kostnaderna för genomförda åtgärder.

Dessa svårigheter är nära relaterade till den vanliga ekonomiska kritik som riktas mot planekonomiska system; den informationsmängd (om ekonomins aktörer och deras beteende) som krävs för att med centraliserade beslut åstadkomma en effektiv resursallokering i ekonomin är så oerhört omfattande att uppgiften blir omöjlig och om den trots allt genomförs riskerar

den att ställa till med mer problem än vad den lyckas lösa. Detta stärker sammantaget slutsatsen att i de fall då kostnadseffektivitet är ett mycket centralt kriterium i valet mellan olika styrmedel är ekonomiska styrmedel överlag att föredra. Det som inte minst är kännetecknande för ekonomiska styrmedel är att de ”endast” via prissignaler ger incitament till att vidta åtgärder som bidrar till uppfyllandet av ett givet mål, men de lämnar det åt den enskilde aktören att själv bedöma vilken åtgärd (eller mix av åtgärder) som är billigast. Det kan nämligen t.o.m. vara svårt för den reglerande myndigheten att överhuvudtaget *identifiera* alla relevanta åtgärder och deras respektive potential.

Avslutningsvis bör det påpekas att även om uträkningar av direkta teknologispecifika kostnader inte är att föredra för att *ex post* utvärdera kostnadseffektiviteten hos olika styrmedel kan de utgöra en av många viktiga informationskällor *ex ante* vid valet av styrmedel. Sådana uträkningar kan nämligen ge bra indikationer i vilken ungefärlig omfattning marginalkostnaderna skiljer sig åt mellan olika åtgärder och aktörer. Ju större skäl det finns att misstänka att miljömålet kan nås med hjälp av en rad olika åtgärder med varierande marginalkostnader, desto mer är ekonomiska styrmedel att föredra framför administrativa styrmedel.<sup>10</sup>

## 2.5 Kostnadseffektivitet på kort- och lång sikt

Vi har så här långt endast diskuterat kostnadseffektivitet i ett statiskt (kortsiktigt) perspektiv, d.v.s. hur samhället *vid en given tidpunkt* kan uppfylla ett miljömål till lägsta möjliga kostnad. Samtidigt måste vi också ta hänsyn till dynamisk (långsiktig) kostnadseffektivitet, där hänsyn tas till *när i tiden* olika åtgärder bör sättas för att minimera (det diskonterade värdet av) framtida kostnader. Anledningen till att distinktionen mellan kort- och långsiktig kostnadseffektivitet ofta är viktig beror på att det går att tänka sig åtgärder som är relativt sett mycket dyra i ett kortsiktigt perspektiv, men som ändå – om de genomförs tidigt – främjar kostnadseffektivitet på lång sikt (se t.ex. Jacobsson, 2002; Johansson, 2004). Det kan också finnas åtgärder som medför låga kortsiktiga kostnader men som då de genomförs innebär att långsiktigt kostnadseffektiva åtgärder skjuts för långt fram i tiden. En viktig uppgift i en kostnadseffektivitetsanalys är att identifiera om det finns risk för en sådan ”tidsmässig snedvridning” i rangordningen av åtgärder. Vi ska i detta avsnitt

<sup>10</sup> Söderholm och Strömberg (2003) visar exempelvis att kostnaderna (per ton) för att undvika koldioxid i den europeiska elkraftsektorn kan variera kraftigt mellan olika åtgärder, och en del av de billiga åtgärderna involverar substitution mellan olika fossila bränslen. Detta talar för att en kostnadsminimerande klimatpolitik inte bör fokusera intresset enbart på förnyelsebara energikällor utan i stället baseras på ekonomiska styrmedel – såsom överlåtbara utsläppsrätter – som överlämnar beslutanderätten om åtgärdsarsenal till de enskilda aktörerna. Se avsnitt 3.2 för fler exempel på denna typ av analyser rörande den svenska energisektorn.

diskutera två viktiga orsaker till uppkomsten av denna typ av snedvridning med utgångspunkt från målet om att främja elproduktion från förnyelsebara energikällor (se också avsnitt 5.2).

Den *första* orsaken har att göra med förekomsten av teknologiska läroeffekter. Insikten här är att investeringar i en åtgärd ger möjligheter för producenter och användare att lära sig av erfarenheterna och på så sätt sänka kostnaderna för åtgärden. Kostnaden för en åtgärd är med andra ord inte given (såsom ofta antas i statiska kostnadseffektivitetsanalyser) utan påverkas av den faktiska investeringsnivån, tidsperspektivet och således också i sin tur av de energi- och klimatpolitiska styrmedlen. Investeringar i nya vindkraftverk ger exempelvis upphov till läroeffekter i turbintillverkningen, och detta gynnar (i princip) alla framtida vindkraftsinvesterare i form av lägre kostnader. En viktig policylärdom är således att det ofta inte går att vänta på att teknologier ska bli billigare för att nya investeringar ska ta fart, utan det är först när investeringar sker som kostnadsreduktionerna följer. Detta motiverar bl.a. införandet av certifikatmarknader som säkerställer en given marknadsandel för förnyelsebara elkraftskällor. Rosendahl (2004) visar att vid förekomsten av läroeffekter för olika klimatåtgärder håller ej längre den enkla regeln för kostnadseffektivitet, d.v.s. att marginalkostnaderna ska vara lika för alla aktörer. I stället ska exempelvis aktörer för vilka läroeffekterna av koldioxidreduktion är höga (låga) mötas av en hög (låg) skatt på koldioxid.<sup>11</sup> Detta visar sammantaget på att ett styrmedel som främjar statisk kostnadseffektivitet kommer att bryta mot det dynamiska (långsiktiga) kostnadseffektivitetsvillkoret så länge som storleken på läroeffekterna skiljer sig åt mellan aktörer och åtgärder.

Även om ovanstående resonemang är helt logiskt till sin natur kan man ifrågasätta dess praktiska relevans. En första invändning kan göras på rent empiriska grunder. Det är få som tvivlar om läroeffekternas förekomst som sådana men tidigare empiriska studier tillhandahåller mycket få handfasta riktlinjer om dessas absoluta – och kanske t.o.m. ännu viktigare – relativa storlek teknologier emellan (se t.ex. McDonald och Schrattenholzer, 2000). Söderholm och Sundqvist (2003b) visar att t.o.m. då man använder exakt samma datamaterial – i deras fall för vindkraftsetableringar – kan skattningarna av den s.k. ”learning rate” variera kraftigt beroende på val av modellspecifikation. Detta gör det svårt att *ex ante* utforma styrmedel på ett långsiktigt kostnadseffektivt sätt, men även att *ex post* utvärdera kostnadseffektivitet. En annan – och kanske än viktigare – invändning mot rekommendationen att tillämpa ”differentierade” styrmedel i detta fall är att introduktionen av (externa) läroeffekter ytterst innebär att vi har att göra med (åtminstone) två typer av marknadsmisslyckanden (se bl.a. Jaffe m.fl., 2005), och detta motiverar i sin tur användandet av fler än ett styrmedel (se också avsnitt 2.6). Utöver den *negativa* externa effekten i form av de

---

<sup>11</sup> I det fall då alla läroeffekter endast tillfaller investeraren ska skattenivåerna dock vara lika höga för alla aktörer (även om storleken på läroeffekten skiljer sig åt mellan aktörer).

klimatpåverkande utsläppen finns också en *positiv* extern effekt av att investeringar i en teknologi ger upphov till kostnadsreduceringar som gynnar många andra investerare. Eftersom varje investerare inte kan tillgodogöra sig alla fördelar av sina genomförda åtgärder kommer den totala investeringsaktiviteten (och således också kostnadsreduceringarna) att vara för låg, och det finns ett legitimt skäl för staten att explicit – kanske genom subventioner – stimulera fram fler investeringar. En viktig orsak till explicit statligt stöd till vissa typer av investeringar är att privata aktörer inte på egen hand förmår etablera en marknad för en ny teknologi. Detta beror bl.a. på att spridningen av nya teknologier ofta förutsätter att skalfördelar i infrastruktur (t.ex. i leverantörsledet) och FoU utnyttjas på ett bra sätt. Investeringar i dessa aktiviteter är ofta stora och långsiktiga. Av dessa orsaker finns det alltså skäl att initialt skapa en ”skyddad verkstad” för nya teknologier och på så sätt ge dessa en knuff innan de kan klara sig på egen hand.<sup>12</sup> Likväl som koldioxidskattens kostnadseffektivitet kan utvärderas utifrån dess förmåga att likställa marginalkostnaderna för reduktion mellan olika aktörer kan investeringssubventioner utvärderas utifrån principen att den marginella subventionsnivån är lika stor för alla mottagare.<sup>13</sup> Det centrala budskapet är här att i det fall vi har att göra med två typer av marknadsmisslyckanden krävs det som regel två styrmedel och således också två kostnadseffektivitetsutvärderingar.

En *andra* orsak till att implementeringen av åtgärder avsedda att uppnå ett givet miljömål kan snedvridas över tiden är förekomsten av osäkerhet om framtida policy. En sådan osäkerhet gör att det styrmedel som implementerats inte säkerställer att marginalkostnadsvillkoret håller vid alla tidpunkter. Skillnaden mot det föregående exemplet är att nu föreligger inget annat marknadsmisslyckande (utöver det som styrmedlet fokuseras på) utan snedvridningen är ett resultat av politiska villkor/regler som undergräver styrmedlets (eventuella) kostnadseffektivitet. Även om exempelvis en brett tillämpad koldioxidskatt gynnar statisk kostnadseffektivitet kan större – och på sikt kostnadseffektiva – investeringar skjutas på framtiden om energibolagen och eventuella finansiärer inte är säkra på att koldioxidskatten kommer att finnas kvar under hela investeringens livslängd. I detta fall är således koldioxidskatten som sådan inte ett *tillräckligt* villkor för kostnadseffektivitet utan det krävs också en politisk långsiktighet. Denna typ av ”dynamiska suboptimering” analyseras bl.a. i mer detalj i anslutning till diskussionen om det svenska elcertifikatsystemets kostnadseffektivitet (se avsnitt 5.2).

Det påpekas ibland att eftersom vissa typer av marknadsbaserade styrmedel ger upphov till kraftiga prisfluktuationer missgynnas långsiktiga

<sup>12</sup> Detta kan hänföras till vad man i den ekonomiska litteraturen kallar för ”infant industry” motivet som ligger till grund för införandet av direkt statligt stöd till utvalda industrisektorer.

<sup>13</sup> Precis som diskuterats ovan (i avsnitt 2.2) förutsätter dock detta att det samhällsekonomiska värdet av en extra ”investeringsenhet” är lika för alla användare.

investeringar till fördel för kortsiktiga åtgärder. Det är bl.a. med stöd av sådana argument som vissa förordar fasta produktionssubventioner framför elcertifikatmarknader i syfte att främja introduktionen av förnyelsebara energikällor och/eller en fast koldioxidskatt framför etablerandet av en marknad för överlåtbara utsläppsrätter. Argumentet är dock inte övertygande; om terminshandel är tillåten och den politiska tidshorizonten är tillräckligt lång finns det få övertygande skäl till varför den dynamiska kostnadseffektiviteten skulle skilja sig åt mellan ett system där ”prislappen” är politiskt bestämd och ett där den bestäms av utbud och efterfrågan på en (med politiska medel inrättad) marknad. Även denna situation exemplifieras väl av effekterna på investeringsviljan av det svenska elcertifikatsystemet.<sup>14</sup>

## 2.6 Förekomsten av flera mål

Att utvärdera olika styrmedels kostnadseffektivitet handlar om att relatera åtgärdskostnader till uppfyllandet av ett visst mål; en relevant kostnadseffektivitetsutvärdering förutsätter således att styrmedlens mål är någorlunda väldefinierade. Vi har så här långt i studien utgått från att *ett* givet styrmedel (t.ex. koldioxidskatten) är kopplat till *ett* specifikt mål (t.ex. koldioxidreduktion), men i praktiken är den svenska ”styrmedelsdjungeln” ofta inte så entydig i sin utformning. En del styrmedel – t.ex. LIP-medlen och elcertifikatsystemet – ska uppfylla flera *primära* mål.<sup>15</sup> Även om detta vid en första anblick kan te sig effektivt ur ett ekonomiskt perspektiv (eftersom den reglerande myndigheten kan uppnå flera mål men bara behöver administrera ett styrmedel), finns det dock ganska litet stöd för denna hållning i den miljöekonomiska litteraturen. Snarare framhålls där vikten av att tillämpa ett styrmedel för varje mål, samt att valet av styrmedel och utformningen av detsamma ska bestämmas av vilket typ av marknadsmisslyckande som styrmedlet ska ”korrigera för”. Dessa egenskaper är viktiga för styrmedlens ekonomiska effektivitet, men även för att de ska vara möjliga att utvärdera på

---

<sup>14</sup> Den centrala skillnaden mellan exempelvis en koldioxidskatt och överlåtbara utsläppsrätter för koldioxid är i stället främst kopplad till graden av måluppfyllelse. I ett system där staten bestämmer koldioxidutsläppets ”prislapp” är det svårt att förutse utfallet i termer av koldioxidreduktion. Om staten i stället bestämmer sig för att sätta ett tak för de totala koldioxidutsläppen och tillåta handel med överlåtbara utsläppsrätter blir måluppfyllelsen god men ”prislappen” (priset för en koldioxidrätt) bestäms endogen och blir därför osäker. Se också Menanteau m.fl. (2003) för en illustration av motsvarande situation i fallet med olika stödssystem för förnyelsebar elkraftsteknologi.

<sup>15</sup> Till de flesta styrmedel i klimat- och energipolitiken är kopplat såväl ”primära” som ”sekundära” mål. De ”primära” målen uttrycker det huvudsakliga syftet med att införa ett specifikt styrmedel, medan de ”sekundära” målen snarare relaterar till det sätt på vilket styrmedlet ska uppfylla huvudmålet. Exempelvis kan nämnas att ett av de primära målen med det svenska elcertifikatsystemet är att stimulera till introduktionen av förnyelsebara energikällor i elkraftsektorn. Samtidigt påpekas också (se bl.a. SOU 2001:77) att systemet ska ”främja teknisk utveckling” och att det ska bidra till en ”kostnadseffektiv introduktion av förnyelsebara energikällor”.



ett bra sätt.<sup>16</sup>

Problematiken kring mål och medel i energi- och klimatpolitiken kan illustreras med utgångspunkt i koldioxidskatten och elcertifikatsystemet. Det är vanligt att båda dessa styrmedel framhålls som medel för att både reducera koldioxidutsläppen samt att stimulera till introduktionen av förnyelsebara energikällor. Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv är dock ett sådant ”dubbelmål” olyckligt. Två viktiga påpekanden kan klargöra problemet:

- Om koldioxidreduktion vore det *enda* målet skulle elcertifikatsystemet i princip vara överflödigt om det redan fanns en skatt på koldioxid (eller utsläppshandel) för elsektorn. Elcertifikatsystemet ensamt skulle heller inte ge incitament till en kostnadseffektiv koldioxidreduktion eftersom det inte är tillräckligt flexibelt; koldioxidreduktion kan inom ramen för detta system endast åstadkommas genom investeringar i förnybar elkraft (och inte exempelvis genom substitution från kol till naturgas). Det bör dock framstå som klart (inte minst utifrån analysen ovan) att en koldioxidskatt utgör en bra grogrund för att åstadkomma en kostnadseffektiv koldioxidreduktion.
- Även om elcertifikatsystemet inte är ett kostnadseffektivt medel för att främja koldioxidreduktion, bidrar det dock till en kostnadseffektiv introduktion av förnyelsebar elproduktion som sådan (eftersom den marginella ”subventionen” är lika hög för alla förnyelsebara teknologier). Samtidigt kan det inte motiveras som styrmedel om det inte direkt ”angriper” ett reellt marknadsmisslyckande. Vi har redan antytt ovan att två (samhällsekonomiskt) legitima skäl att införa certifikatsystem är förekomsten av skalfördelar i den infrastruktur som krävs för den förnyelsebara energin samt de positiva externa effekter i form av kostnadsreduceringar som en utbyggnad ger. Att motivera systemet direkt utifrån miljöskäl (t.ex. minskade utsläpp) håller dock inte ur ett kostnadseffektivitetsperspektiv eftersom det då är bättre att direkt styra mot de specifika utsläpp som man vill undvika.

Detta antyder att det finns skäl för att – så långt det är möjligt – koppla samman *ett* mål med *ett* medel i energi- och klimatpolitiken. Styrmedel motiveras av förekomsten av marknadsmisslyckanden och bör därför väljas och utformas med dessa i blickfånget. Det är visserligen i dagsläget så att koldioxidskatten och certifikatsystemet båda bidrar till såväl koldioxidreduktion som öknings i den förnyelsebara energiproduktionen, men det innebär inte att båda systemen *ska ha* båda dessa mål i fokus och dessutom utvärderas utifrån dessa. Det finns många sätt att reducera koldioxidutsläppen

---

<sup>16</sup> Förekomsten av flera mål kopplade till ett och samma styrmedel försvårar visserligen utvärderingen av dessa, men omöjliggör den inte. Se exempelvis Vredin-Johansson (2004) (och avsnitt 3.3.2) för ett utmärkt exempel på hur delmål kopplade till LIP-stödet kan utvärderas isolerat.

på och investeringar i förnyelsebar teknologi utgör bara en delmängd av dessa; koldioxidskatten kan på motsvarande sätt inte ”lyfta fram” de positiva externa effekter som kringgärdar utbyggnaden av ny elkraftsteknologi. På sikt kan vi nå en situation där koldioxidskatten inte alls främjar utbyggnaden av förnyelsebar elkraftsteknologi (utan i stället exempelvis koldioxidavskiljning i fossileldade kraftverk).<sup>17</sup> Om den dagen kommer bör vi inte se det utfallet som ett misslyckande utan snarare som ett bevis på att den flexibilitet i termer av åtgärdsstrategier som koldioxidskatten erbjuder ekonomins aktörer gynnar en kostnadseffektiv koldioxidreduktion. Om det finns en politisk vilja (och ett samhällsekonomiskt legitimt skäl) att stödja förnyelsebar teknologi per se, bör ett separat styrmedel införas för att uppnå detta mål.

I våra utvärderingar av de svenska energi- och klimatpolitiska styrmedlen (se kapitel 5), kommer vi att utgå från att koldioxidskattens mål är att reducera koldioxidutsläppen och att elcertifikatsystemets mål är att främja introduktionen av förnyelsebar elproduktion. Utvärderingarna av vart och ett av de andra styrmedlen i denna rapport kommer att föregås av en diskussion om respektive styrmedels eventuella primära mål. Vi kommer bl.a. att upptäcka att det ibland är svårt att frånga idén att ett och samma styrmedel kan ha flera mål (se bl.a. diskussionen om det s.k. LIP-stödet i avsnitt 3.3.2). I dessa senare fall kommer vi dessutom att peka på att graden av kostnadseffektivitet mest troligt skiljer sig åt beroende på vilket mål som utgör grunden för utvärderingen.

## 2.7 Vilka aktörer/sektorer ska styrmedlen riktas mot?

En *genuint* kostnadseffektiv klimatpolitik kan egentligen endast åstadkommas med ett globalt fokus; eftersom effekterna på klimatet av ett kilo koldioxidutsläpp är desamma oberoende av var i världen det sker vore det bästa att ha *en* (1) koldioxidskatt som var lika stor för *alla aktörer* (individer som företag) i *alla sektorer* (industri- som tjänstesektorer) i hela världen. Detta är naturligtvis en utopi men den kan trots det vara viktig att ha som utgångspunkt då man diskuterar nationella åtaganden och sektorsinledningar. En viktig fråga på nationell nivå är huruvida klimatpolitikens ambitionsnivå (d.v.s. styrkan i styrmedlen såsom koldioxidskattens nivå) ska variera mellan olika sektorer och/eller om olika styrmedel bör användas för olika aktörer/sektorer. Vi har redan konstaterat att behovet av offentligt stöd till ny teknik som sådan utgör *ett* motiv till att tillämpa flera typer av styrmedel (utöver exempelvis en koldioxidskatt). Elcertifikatsystemet har exempelvis ett ”teknikstödande

---

<sup>17</sup> På motsvarande sätt fanns länge i energisektorn en stark koppling mellan utsläppen av svaveldioxid respektive koldioxid; styrmedel riktade mot den ena utsläppskategorin tenderade att också bidra till minskade utsläpp av den andra (detta blir exempelvis resultatet då naturgas ersätter kol i elproduktionen). Idag kan dock ofta denna koppling vara svagare. I många europeiska länder utgör naturgasen en förhållandevis stor andel av den totala elproduktionen, och en hög koldioxidskatt skulle stimulera till substitution från naturgas till förnyelsebara energikällor. Detta skulle minska koldioxidutsläppen men inte ha några effekter på svaveldioxidutsläppen.

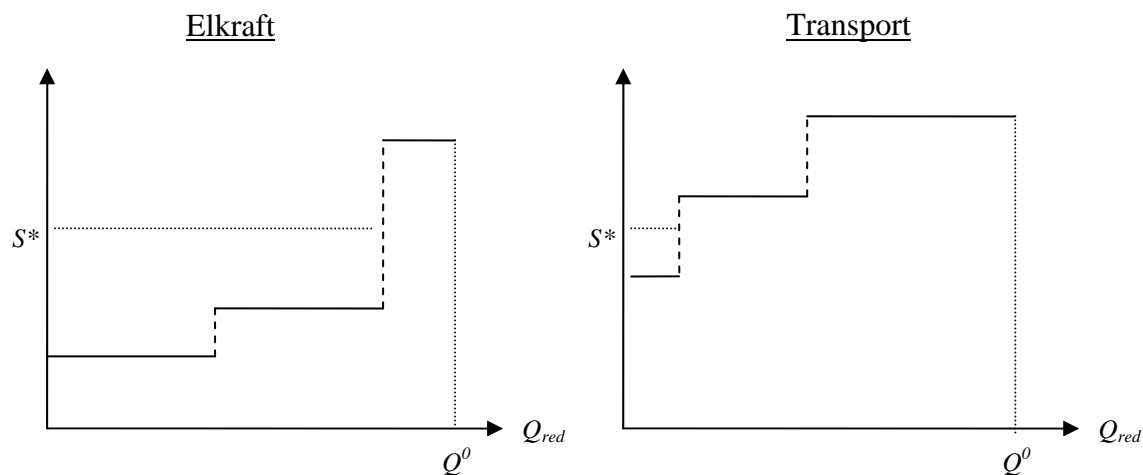
motiv” och inriktar sig uteslutande på elkraftsektorn.

För en liten öppen ekonomi som den svenska finns dessutom ytterligare ett motiv till differentierade styrmedel. Vissa sektorer i den svenska ekonomin är mer utsatta för internationell konkurrens än andra, och av denna anledning kan differentierade skatter vara nödvändiga för att undvika s.k. ’kolläckage’ (se t.ex. SOU 2003:38). Det som motiverar en sådan differentiering är att de konkurrensutsatta sektorernas möjlighet att övervältra ökade kostnader på sina kunder kraftigt begränsas av konkurrensen på den internationella marknaden. Om skatten endast leder till att produktionen minskar i Sverige men ökar i omvärlden är inget vunnet för den svenska ekonomin och – minst lika viktigt – för det globala klimatet. De globala koldioxidutsläppen kan till och med öka om produktionen i omvärlden är mer koldioxidintensiv. Ett exempel på detta är elkraftens koldioxidutsläpp i Sverige. Om Sverige väljer att ensidigt införa höga koldioxidskatter för elkraftproduktion, ökar importen av koleldad elkraft från Danmark och Finland och de totala nordiska utsläppen ökar. Bergman och Radetzki (2003) visar med hjälp av en nordisk elmarknadsmodell att om Sverige inför en koldioxidskatt på ca 250 SEK per ton medan inga klimatpolitiska åtgärder införs i de övriga nordiska länderna, minskar de svenska koldioxidutsläppen med ca 1.7 miljoner ton medan den aggregerade utsläppsökningen i Danmark och Finland blir ca 4 miljoner ton. Orsaken är framförallt att ny naturgasbaserad elproduktion i Sverige ersätts med kolbaserad elkraft från dessa två grannländer.

Diskussionen ovan visar sammantaget att ur kostnadseffektivitetssynpunkt kan det vara motiverat med olika skattesatser för ekonomins sektorer – eller t.o.m. olika styrmedel såsom subventioner – i syfte att åstadkomma koldioxidreduktion i en konkurrensutsatt ekonomi. Detta för också med sig viktiga implikationer för hur kostnadseffektivitet utvärderas, och det är speciellt viktigt att skilja på:

- ett specifikt styrmedels förmåga att främja ett kostnadseffektivt utfall inom den sektor som utgör styrmedlets fokus; samt
- kostnadseffektivitet i meningen vilka ambitionsnivåer (t.ex. subventionsnivåer) som tillämpas i olika sektorer.

Figur 2.3 försöker att på ett enkelt sätt illustrera skillnaden mellan dessa två punkter. I figuren visas marginalkostnadskurvorna för koldioxidreduktion i två olika sektorer; elkraftsektorn och transportsektorn. Varje ”trappsteg” motsvarar marginalkostnaden för en specifik åtgärd, och den horisontella sträckan under varje trappsteg visar reduktionspotentialen (i ton) för respektive åtgärd. Vi antar här att potentialen för billiga åtgärder för koldioxidreduktion är förhållandevis liten i transportsektorn, och den totala kostnaden (motsvarande ytan under marginalkostnadskurvan) för att uppnå en given koldioxidreduktion ( $Q^0$ ) är därför relativt hög. Det motsatta gäller dock för elkraftsektorn där vi antar att det finns en stor potential för relativt billiga åtgärder.



Figur 2.3: Marginalkostnader för koldioxidreduktion i två sektorer

Vi antar nu att staten inför en subvention för varje reducerat ton koldioxid som åstadkoms inom respektive sektor. Denna subvention,  $S^*$  i Figur 2.3, är lika hög i båda sektorerna, och (precis som i fallet med en brett tillämpad skatt på varje utsläpp) säkerställer detta en kostnadseffektiv koldioxidreduktion. För respektive sektor ger subventionen ett incitament att vidta de billiga åtgärderna först, och de största reduktionerna kommer dessutom att ske i den ”billigare” elsektorn medan förhållandevis måttliga reduktioner åstadkoms i den ”dyrare” transportsektorn.

Om vi nu antar att statens budget är ansträngd går det att tänka sig en situation där den reglerande myndigheten bara har en given ”penningpåse” att spendera på koldioxidreducerande åtgärder. I ett sådant fall är det rimligt för myndigheten att ställa sig frågan: i vilken sektor gör dessa pengar mest nytta? Det bör framstå som klart att om pengarna fördelas på olika projekt inom elsektorn så blir utfallet i termer av kr per reducerat ton *i genomsnitt* lägre än om samma pengar spenderas på transportsektorn (eller, om man så vill, koldioxidreduktionen per spenderad budgetkrona blir högre). Det är dock viktigt att betona att detta säger inget om *styrmedlets förmåga* att främja en kostnadseffektiv koldioxidreduktion inom ramen för den sektor som det tillämpas på; för att kunna uttala oss om det måste vi veta om marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt eller ej. Det säger ”endast” att med en begränsad budget för subventioner gör pengarna i genomsnitt mest nytta om de spenderas på en sektor där kostnaderna för reduktion överlag är relativt låga. Det går exempelvis att tänka sig en situation där subventionen är utformad på så sätt att den endast riktas till åtgärder som motsvaras av det andra ”trappsteget” i elkraftsektorns marginalkostnadskurva. En sådan typ av subvention utgör inte ett kostnadseffektivt styrmedel för att reducera koldioxidutsläppen i elsektorn, men det är ändå bättre att lägga pengarna på

denna åtgärd än att satsa på någon av de åtgärder som finns att tillgå i transportsektorn. Vi återkommer till diskussionen om statliga subventionernas kostnadseffektivitet då vi analyserar effekterna av det s.k. LIP-stödet (se avsnitt 3.3.2).

Problematiken kring sektorsuppdelade styrmedel och effekter på kostnadseffektiviteten gäller inte bara statliga subventioner. Ett aktuellt exempel är förhållandet mellan den svenska koldioxidskatten och det nyligen införda EU-systemet för handel med koldioxidrätter (se SOU 2005:10). Handeln gäller endast för vissa utvalda sektorer i ekonomin (den s.k. ”handlande sektorn”), och många av de övriga sektorerna (hushåll, transport etc.) betalar i stället den ”gamla” koldioxidskatten. Det idealiska ur kostnadseffektivitetssynpunkt vore att koldioxidskattens nivå i den ”icke-handlande” sektorn motsvarar priset på utsläppsrätter i den ”handlande” sektorn.<sup>18</sup> Eftersom priset på koldioxidrätten bestäms endogen är det dock svårt för den reglerande myndigheten att sätta ett utsläppstak som likställer utsläppsrättspriset med koldioxidskatten. En kritik mot ett tidigt förslag på den svenska tilldelningen av utsläppsrätter för koldioxid i den ”handlande sektorn” var att denna var för generös (SOU 2003:60); en viktig följdkonsekvens skulle därför bli att reduktionsåtagandena i den ”icke-handlande” sektorn måste bli omfattande för att Sverige skulle klara sitt totala klimatmål. Det är antagligen också så att kostnaderna för att reducera koldioxidutsläpp är högre i den ”icke-handlande sektorn”, och om så är fallet blir en generös tilldelning av utsläppsrätter till den ”handlande sektorn” kostnadsineffektivt.

## 2.8 Kostnadseffektivitet i ett allmän jämviktsperspektiv

Analysen så här långt i detta kapitel har fokuserat på de partiella jämviktseffekterna av ett styrmedels införande, d.v.s. i vårt fall de kostnader som den sektor/de aktörer som direkt påverkas av styrmedlet får bära. För styrmedel som är ekonomiövergripande kan det dock ofta vara rimligt att anta ett allmän jämviktsperspektiv. En koldioxidskatt har exempelvis en direkt påverkan på priset på fossila bränslen, som i sin tur påverkar priset på substitutbränslen, såväl som inkomsterna för dem som säljer fossila bränslen etc. Dessa spridningseffekter fortplantar sig i ekonomin och går att analysera med hjälp av en s.k. allmän jämviktsmodell.

Pizer och Kopp (2003) bidrar med en grundlig genomgång av viktiga skillnader gällande kostnadsbedömningar ur ett partiellt respektive allmän jämviktsperspektiv. Vi ska dock i detta avsnitt nöja oss med att uppmärksamma det faktum att med ett allmän jämviktsperspektiv på kostnadseffektivitet kan det ovan diskuterade marginalkostnadsvillkoret delvis ”ställas på ända”. Innan vi går in på varför så kan vara fallet, är det viktigt att först betona att inom

<sup>18</sup> Eftersom systemet med överlåtbara utsläppsrätter gäller för samma ”handlande” sektorer (t.ex. pappers- och massaindustrin och elkraftsektorn) i alla EU-länder uppstår inga signifikanta konkurrensproblem som motiverar ett differentierat pris på koldioxidutsläppen.

ramen för de flesta allmän jämviktsmodeller uttrycks ”kostnaderna” för olika politiska åtgärder (såsom klimatpolitiska styrmedel) i termer av förluster i bruttonationalprodukten. En sådan ansats förbiser bl.a. klimatpolitikens effekter på konsumtionen av fritid (Ibid.).

Vi har redan betonat det faktum att för en öppen ekonomi som den svenska kan en för hög beskattning av konkurrensutsatta sektorer vara kontraproduktivt för den ”internationella klimatpolitiken” (se avsnitt 2.7). Detta är i praktiken en s.k. allmän jämviktseffekt eftersom det illustrerar hur en hög beskattning av en svensk industrisektor leder till substitutionseffekter där andra (utländska) varor vinner i konkurrenskraft mot de svenska. Dessa ”globala” effekter går att analysera numeriskt i en allmän jämviktsmodell, men denna måste i så fall explicit inkludera utländska sektorer (se t.ex. Nilsson, 1999).

Även om analysen explicit endast utgår från de svenska (nationella) utsläppen kan marginalkostnadsvillkoret trots det fallera; viktiga orsaker till detta är exempelvis koldioxidskattens effekter på arbetsutbudet och näringslivets produktionsförmåga (se t.ex. Mabey och Nixon, 1997; Bye och Nyborg, 2003). En viktig förklaring till denna effekt är att i en ekonomi som belastas med exempelvis en höjd koldioxidskatt finns redan existerande skatter, som ofta inte har ett miljöstyrande utan snarare ett fiskalt syfte. Fiskala skatter ”stör” ekonomin men är nödvändiga för att finansiera offentliga utgifter. Då exempelvis en koldioxidskatt höjs, kan dessa andra skatter sänkas (det finns ingen anledning för staten att på sikt visa överskott i statsbudgeten) – den s.k. skatteåtervinningseffekten – men samtidigt finns också en annan effekt, den s.k. skatteinteraktionseffekten.<sup>19</sup> Då koldioxidskatten höjs påverkas arbetsutbudet och näringslivets produktionsförmåga negativt; detta leder till högre varupriser, lägre konsumtion och således måste den höjda koldioxidskatten finansiera även detta skattebortfall.

Koldioxidskattehöjningen får således såväl en fiskal som en miljöstyrande effekt. I ett optimalt (nationellt) skattesystem ska en (genuint) miljöstyrande skatt tillämpas så brett som möjligt medan en fiskal skatt normalt sett bör differentieras utefter varors och tjänsters priskänsligheter (se också avsnitt 6.2). En vara för vilken efterfrågan är priskänslig (d.v.s. dess skattebas är rörlig), bör beskattas lägre än en vara med lägre priskänslighet. För en skatt som kombinerar dessa syften i en skatteväxlingssituation kan det med andra ord vara samhällsekonomiskt motiverat med en sektorsdifferentiering (Ibid.). Delar av det svenska näringslivets energianvändning utgör en rörlig skattebas och det finns således skäl att här tillämpa en lägre koldioxidskatt; hur mycket lägre utgör dock en empirisk fråga.

## 2.9 Avslutande kommentarer

---

<sup>19</sup> Se Brännlund och Kriström (1998) för en pedagogisk genomgång av dessa ”skatteväxlingseffekter”.

Vi har i detta kapitel diskuterat en rad frågor som är viktiga att reda ut i samband med en utvärdering av energi- och klimatpolitiska styrmedels kostnadseffektivitet. Speciellt två av dessa frågor förtjänar att upprepas inför den analys som följer i kommande kapitel. Den *första* har att göra med behovet att analysera styrmedlens *utformning* och de *incitament* de ger upphov till *snarare* än att explicit försöka beräkna kostnaderna för de åtgärder som styrmedlet stimulerat fram. Villkoret att styrmedlet ska ge samma incitament på marginalen för alla aktörer/åtgärder är vägledande för denna del av kostnadseffektivitetsanalysen. Den *andra* viktiga frågan rör identifieringen av det/de mål som ska ligga till grund för analysen. Syftet med miljöpolitiska styrmedel är ytterst att korrigera för marknadsmisslyckanden, d.v.s. ge incitament till marknadsaktörerna att vidta samhällsekonomiskt lönsamma åtgärder som de inte självmant hade valt. Vi har i kapitlet konstaterat att klimatpolitiska styrmedel i allmänhet riktar sig mot två olika typer av marknadsmisslyckanden: negativa externa effekter i form av utsläppen av växthusgaser samt de positiva externa effekterna som kringgärdar introduktionen av ny teknologi. I många lägen är det svårt att göra en särskiljning mellan klimatpolitikens roll och den roll som teknikstödjande åtgärder spelar, och det är viktigt att vi är öppna för att det ibland kan vara svårt att utvärdera dessa politiska mål isolerat.

## Kapitel 3

### **KOSTNADSEFFEKTIVITETSANALYSER: METODANSATSER OCH TIDIGARE ERFARENHETER**

Detta kapitel syftar till att ge en översikt av några vanliga metoder som använts för att analysera kostnadseffektivitet i tidigare studier. Vi exemplifierar de olika metoderna genom att kort redogöra för studier som använt dessa; avsikten är inte att ge en fullständig översikt över tidigare kostnadseffektivitetsanalyser utan snarare att med hjälp av några exempel illustrera viktiga företräden och begränsningar hos de metoder som använts. I avsnitt 3.1 redogörs kort för hur olika energi- och klimatpolitiska styrmedels kostnadseffektivitet analyserats i tidigare utvärderingar av Energimyndigheten och Naturvårdsverket. Avsnitt 3.2 behandlar kort en metod som – utan att explicit analysera olika styrmedel – försöker uppskatta kostnaderna ("kostnadstrappan") för koldioxidreducerande åtgärder. Många klimatpolitiska styrmedel är subventioner och ett vanligt sätt att analysera dessas kostnadseffektivitet är att beräkna den s.k. bidragseffektiviteten; denna metod diskuteras och exemplifieras i avsnitt 3.3. Slutligen, i avsnitt 3.4, analyserar och illustrerar vi en metod som bygger på användandet av ekonomiska simuleringsmodeller och som kan användas för att klargöra vilken åtgärds mix som minimerar kostnaderna för att uppnå ett visst mål.

#### **3.1 Hur kommenteras kostnadseffektivitet i tidigare STEM- och NV-utvärderingar?**

I ett flertal utvärderingar av de svenska energi- och klimatpolitiska styrmedlen kommenteras kort styrmedlens kostnadseffektivitet, och det framhålls ofta att kostnadseffektivitetsberäkningar är komplicerade, inte minst eftersom kostnaderna för ett styrmedel består av flera olika delar (NV, 2003). Beroende på vilket styrmedel som behandlas tar analysen lite olika former. I fallet med *ekonomiska styrmedel* – främst koldioxidskatten och utsläppshandel – hänvisas ofta till teoretiska resonemang; de antas på ett flexibelt sätt leda till att de åtgärder med lägst kostnader vidtas först (STEM och NV, 2004). Ekonomiska styrmedel erbjuder dessutom incitament för många olika anpassningsätt vilket ger förutsättningar för hög kostnadseffektivitet, och beslut om vilka anpassningsåtgärder som är lämpliga tas av de enskilda aktörer som ska genomföra dem (NV, 2003). Vad som kan minska koldioxidskattens kostnadseffektivitet är, enligt många studier, differentieringen av skatten mellan olika sektorer för att skydda industrin från den internationella konkurrensen (se t.ex. STEM och NV, 2004). NV (2003) konstaterar bl.a. om koldioxidskatten att:



”[p]å grund av att vissa branscher är utsatta för internationell konkurrens har skattesatserna differentierats mellan olika sektorer. Detta leder till en minskad kostnadseffektivitet för systemet.” (s. 32)<sup>20</sup>

I vissa fall utgår också bedömningen av olika styrmedels kostnadseffektivitet från ingenjörsmässiga uppskattningar av kostnaderna för olika alternativ. I NVs och STEMs analys av den svenska skattebefrielsen för biodrivmedel konstateras bl.a. att den mest kostnadseffektiva strategin för att reducera koldioxidutsläppen inom ”biodrivmedelssektorn” är att importera s.k. tropisk etanol (Ibid.) Även i NV (2003) utgår kostnadseffektivitetsanalysen av de klimatpolitiska styrmedlen utifrån ingenjörskostnader (den s.k. annuitetsmetoden). Som antyds nedan säger dock detta mycket lite om det aktuella styrmedlets förmåga att främja kostnadseffektivitet. När det gäller subventioner går analysen ofta ut på att räkna ut den s.k. bidragseffektiviteten, t.ex. reducerad mängd koldioxid per spenderad budgetkrona, även om svårigheterna med denna metod också tydligt lyfts fram (Ibid.). Denna metod diskuteras i mer detalj i avsnitt 3.3.

Kostnadseffektiviteten hos s.k. administrativa styrmedel (t.ex. gränsvärden, teknikkrav etc.), analyseras mycket sällan i detalj, utan även här förs resonemanget på ett teoretiskt plan. I SOU (2000:23) konstateras bl.a. att för att en kvantitativ reglering ska vara kostnadseffektiv krävs antingen att alla utsläppskällor har samma ”teknologi” eller att regleraren har kunskap om samtliga källors ”teknologi”, men dessa villkor är mycket sällan uppfyllda i praktiken. I fallet med informativa styrmedel ses dessa i första hand som komplement (snarare än substitut) till andra, ”starkare” styrmedel. Eftersom aktörerna inte alltid besitter kunskap om möjliga kostnadseffektiva åtgärder kan det vara kostnadseffektivt att kombinera informativa och ekonomiska styrmedel (STEM och NV, 2004; NV, 2003). Information kan bl.a. leda till att öka kunskapen om kostnadseffektiva åtgärdsalternativ. Detta är ett resonemang som vi stödjer i senare delen av rapporten (se bl.a. avsnitt 5.1).

Ett annat intryck från en genomgång av STEM- och NV-utvärderingar av olika styrmedel i klimatpolitiken är att i de fall styrmedlets kostnadseffektivitet kommenteras relateras det nästan uteslutande till koldioxidreduktion. Således görs sällan en tydlig distinktion mellan ”utsläppsreducerande” och ”teknikstödande” styrmedel, och på så sätt blir också, menar vi, kopplingen till det relevanta marknadsmisslyckandet ofta svag. Ett exempel är NV (2003) i vilken författarna relaterar elcertifikatsystemets kostnadseffektivitet till koldioxidreduktion, och bl.a. konstaterar att eftersom priset på elcertifikaten (någorlunda) motsvarar merkostnaden för den förnybara elproduktionen

---

<sup>20</sup> Som antytts tidigare i denna rapport är dock inte denna slutsats med nödvändighet giltig. I fallet med ett globalt miljöproblem och/eller om hänsyn tas till allmän jämviktseffekterna av styrmedlet kan skattedifferentiering vara väl motiverat även utifrån kostnadseffektivitetssynpunkt (se vidare kapitel 6).

implicerar detta en kostnad för koldioxidreduktion på ca 10-40 öre per kg. I vår analys av elcertifikatsystemet utgår vi i stället från att systemet bör utvärderas utifrån dess förmåga att kostnadseffektivt fasa in ny förnybar elproduktion (mätt i MWh).

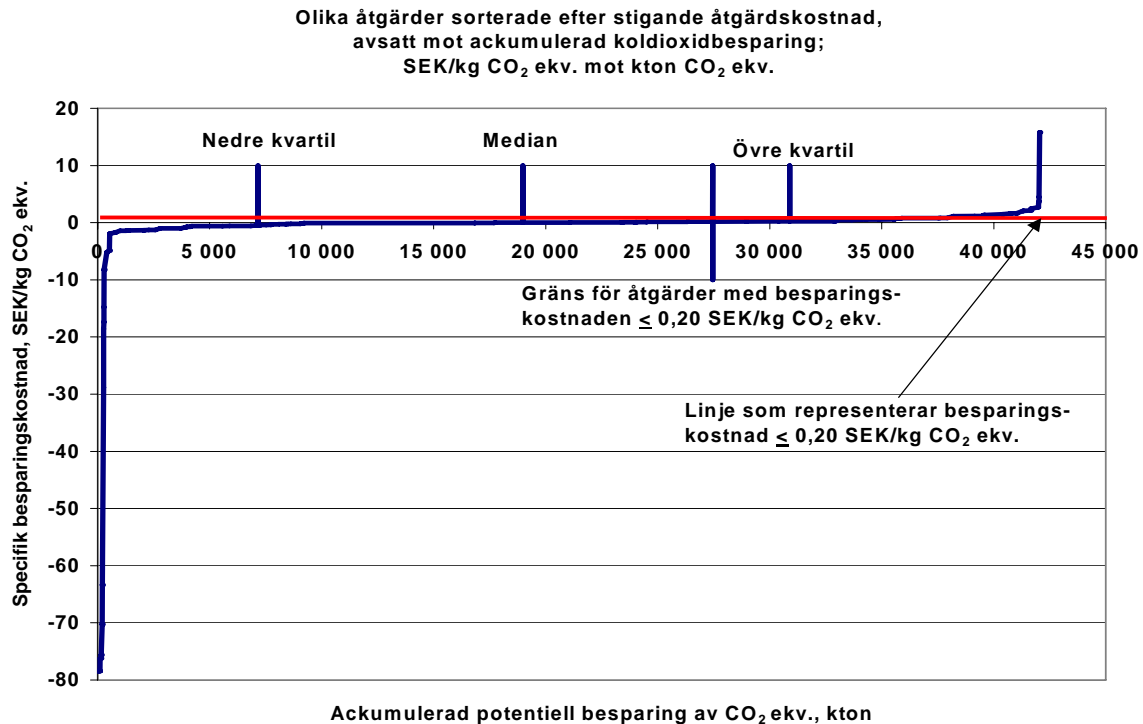
Sammanfattningsvis kan det konstateras att överlag tenderar tidigare utvärderingar att i ganska begränsad omfattning kommentera styrmedlens kostnadseffektivitet, och det är också tydligt att i de fall då kostnadseffektiviteten bedöms finns det inte någon gemensam utgångspunkt för hur kostnadseffektiviteten utvärderas.

### 3.2 Rangordning av åtgärder efter kostnader

En vanlig metodologisk ansats i kostnadseffektivitetsanalyser är att med hjälp av – i första hand – ingenjörsmässiga kostnadsberäkningar för olika åtgärder samt dessas potential rangordna olika åtgärder efter kostnadsbild, och på så sätt försöka återskapa ”utbudskurvan” (”kostnadstrappan”) för exempelvis koldioxidreducerande åtgärder. I detta avsnitt redogör vi kort för en sådan studie, som genomförts på uppdrag av EU kommissionen, och diskuterar dess bidrag och dess begränsningar.

Ansvar för att minska utsläppen av växthusgaser delas inom EU mellan gemensamma åtgärder och åtgärder på medlemsstatsnivå. Ett europeiskt klimathandlingsprogram (ECCP, 2000) har presenterats av EU Kommissionen, och dess syfte är att identifiera de besparingsåtgärder som, till lägsta kostnad över hela EU, leder till att nå åtagandena enligt Kyotoprotokollet. I en del av analysen identifieras de utsläppsreduktioner som olika tekniska alternativ erbjuder. Investerings-, drifts- och underhållskostnader uppskattas och den genomsnittliga kostnaden per ton koldioxidekvivalent beräknas. Resultatet från arbetet har sammanställts i bland annat databasen GENESIS, vilken innehåller underlag med åtgärder specificerade för hela EU. Sammanlagt finns 232 åtgärder redovisade i GENESIS, och detta material har sedan brutits ner på ländernivå.

Av de i databasen redovisade åtgärderna har 168 stycken ansetts tillämpbara på svenska förhållanden. Figur 3.1 presenterar dessa åtgärder efter stigande genomsnittskostnad samt den potentiella ackumulerade besparingen uttryckt i koldioxidekvivalenter. De flesta åtgärderna hänförs till olika projekt inom industrin och energisektorn. Av Figur 3.1 framgår bl.a. att vissa av åtgärderna är lönsamma även i frånvaron av styrmedel, d.v.s. nettokostnaden är negativ. Åtgärderna i sin helhet motsvarar för Sverige en reduktion på ca 42 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Denna typ av analys kopplas sällan till användandet av olika styrmedel, men rent teoretiskt skulle man kunna tänka sig att analysen skulle kunna användas för att *ex post* utvärdera styrmedels kostnadseffektivitet. Det faktiska utfallet i termer av genomförda åtgärder och kostnader skulle kunna jämföras med det kostnadseffektiva utfallet.



Figur 3.1: Kostnader för reduktion av växthusgaser i Sverige

Källa: European Climate Change Programme (citerad i Hjalmarsson m.fl., 2003).

Det finns dock en rad viktiga skäl till varför en sådan ansats endast skulle tillhandahålla mycket begränsade insikter om styrmedels kostnadseffektivitet. Ett första sådant skäl är att dessa typer av analyser utgår från att marginalkostnaden för varje åtgärd är densamma oavsett reduktionsnivå. Detta antagande innebär med andra ord att den genomsnittliga kostnaden likställs med den marginella kostnaden. Såsom bl.a. framgår av Figur 2.3 behöver dock inte en låg genomsnittlig reduktionskostnad i praktiken vara synonymt med en låg marginell kostnad. Ett andra – och kanske än viktigare – skäl till att denna typ av analys inte lämpar sig som metod för utvärderingar av styrmedel är att de kostnadsuppskattningar som används oftast förlitar sig på s.k. ingenjörskostnader. De tar således mycket liten hänsyn till den kontext i vilken tekniken/åtgärden implementeras, och detta förklarar nog till viss del det faktum att Figur 3.1 indikerar att det existerar mycket lönsamma reduktionsåtgärder som dock inte utnyttjats av ekonomins aktörer. Det går att förklara detta exempelvis med att de som ska använda den nya tekniken inte har den kunskap som krävs för att integrera den på ett bra sätt i verksamheten och/eller att underhålla den på ett effektivt sätt, men investeringar i kunskap utgör också kostnader som ska ingå i en kostnadseffektivitetsanalys. Eftersom klimatpolitiska styrmedel berör ett mycket stort antal aktörer med skiftande förutsättningar och egenskaper blir det i praktiken omöjligt att ”fånga upp” alla relevanta kostnader. Pizer och Kopp (2003) konstaterar bl.a.:

”Although an engineering approach is most useful when tailored to the specific characteristics of an individual plant, it can be problematic when applied on a broad scale. This often involves estimates based on a ”typical” plant that are then extrapolated to the entire industry. Technologies differ across plants, as do factor costs and even local [...] environmental regulations [...]. For this reason there has been some concern about the accuracy of this approach when applied to broad regulatory initiatives.” (s. 5).

Detta innebär dock inte att den typ av analys som Figur 3.1 ger prov på är ”poänglös” i styrmedelssammanhang. En viktig fördel med att uppskatta en ”kostnadstrappa” för olika åtgärder är att man kan få en *grov* uppfattning om hur mycket kostnaderna för olika åtgärder skiljer sig åt. Sådan information är av stort värde inför *valet mellan olika styrmedel*; ju större kostnadsskillnader tycks vara och ju fler åtgärder som kan bli aktuella desto större är sannolikheten att (flexibla) ekonomiska styrmedel är att föredra framför administrativa. Grova ingenjörsmässiga kostnadsuppskattningar för olika åtgärder kan också vara värdefulla om ett styrmedel ska tillämpas enbart på vissa utvald sektorer. Kostnadsanalysen kan då ge en fingervisning om i vilken sektor som de billigaste åtgärderna finns.

### **3.3 Bidragseffektivitet: Statliga subventioners kostnadseffektivitet**

Vi ska i detta avsnitt kort redogöra för ett antal tidigare studier som samtliga försökt analysera statliga subventioners kostnadseffektivitet. De studier som analyseras här behandlar svenska klimatpolitiskt motiverade subventioner. Överlag visar analysen i detta avsnitt på de svårigheter som är behäftade med att skilja på de koldioxidreducerande och de teknikstödande motiven bakom styrmedlen, och hur detta gör kostnadseffektivitetsanalysen än mer komplex.

#### **3.3.1 Energimyndighetens klimatrappport**

Inom ramen för utvärderingen av det s.k. omställningsprogrammet (se bl.a. STEM, 2001a) har STEM gjort kostnadseffektivitetsberäkningar för ett antal koldioxidreducerande åtgärder. Beräkningarna visar vilken årlig koldioxidreduktion som en bidragskrona åstadkommer. Resultaten av denna analys sammanfattas i Tabell 3.1, och dessa antyder bl.a. att en kronas subvention ger mer effekt på koldioxidreduktionen om den används för att stimulera fram ny förnyelsebar elproduktion än om den går till att stödja konvertering från elvärme till andra uppvärmningsformer. Alternativt kan man se det som att kostnaden för att åstadkomma ett kilo koldioxidreduktion är lägre i det föregående fallet jämfört med det sistnämnda.

**Tabell 3.1: Bidragseffektivitet för utvalda åtgärder i det energipolitiska programmet**

Investeringsprogram	Koldioxidreduktion i kg per statlig bidragskrona
Konvertering från elvärme till individuell uppvärmning	0.2
Konvertering från elvärme till fjärrvärme	0.4
Minskat effektbehov	0.1
Investeringsstöd till småskalig vattenkraft	0.8
Investeringsstöd till vindkraft	0.7
Investeringsstöd till biobränslebaserad kraftvärme	1.1

Källa: STEM (2001b) (återgiven i Hjalmarsson m.fl., 2003).

Ett första problem med ovanstående analys – sett ur ett kostnadseffektivitetsperspektiv – är att den utgår från *genomsnittliga* snarare än *marginella* kostnader. Såsom antytts ovan, låga genomsnittliga kostnader behöver inte innebära låga marginella kostnader. Samtidigt finns det ibland goda skäl att anta att den marginella kostnaden är konstant över utsläppsreduktionen, och då sammanfaller marginalkostnaden med genomsnittskostnaden. Men även om så är fallet finns det andra problem med analysen. Även om resultaten ger en indikation att en omfördelning av statliga subventionsmedel från konverteringsprojekt till exempelvis biokraftvärmeprojekt skulle öka ”bidragseffektiviteten”, säger de ganska lite om de aktuella subventionernas *inneboende* förmåga att främja en kostnadseffektiv koldioxidreduktion. Mer specifikt finns det inga delar i analysen som studerar huruvida de aktuella subventionerna (t.ex. den s.k. miljöbonusen för vindkraft) är utformade på så sätt att marginalkostnadsvillkoret för koldioxidreduktion är uppfyllt.

Det är också rimligt att fråga sig om koldioxidreduktion är det mest relevanta primära målet med de typer av subventioner som behandlas här. Man kan lika gärna betrakta dem utifrån premissen att deras syfte primärt är att stödja introduktionen av ny förnybar energiteknik, och att subventionen därför motiveras av förekomsten av positiva externa effekter av teknikspridning. I så fall bör kostnadseffektivitetsanalysen utformas på ett annat sätt. Det marginalkostnadsvillkor som då måste gälla är att subventionen per introducerad energienhet på marginalen ska vara lika hög för alla investerare. Vi vet exempelvis att ”miljöbonusen” som tidigare utgick till nya och existerande vindkraftsanläggningar (och som ligger till grund för beräkningarna för vindkraft i Tabell 3.1) uttrycktes i öre per producerad energienhet (kWh). Och eftersom nivån på denna var lika hög för alla vindkraftsproducenter kan vi betrakta miljöbonusen som ett styrmedel som främjar en kostnadseffektiv introduktion av ökad vindkraftsproduktion i

Sverige. Det är dock också viktigt att påpeka att i det fall styrmedlet betraktas utifrån dess möjligheter att främja en kostnadseffektiv teknikinledning finns det en fara med att allokera medlen till för många olika typer av tekniker; det är med andra ord inte givet att det marginella stödet ska vara lika stort för alla typer av teknologier (däremot ska stödet vara lika stort för samma teknologi även om denna används i flera olika sektorer).

### 3.3.2 Tidigare utvärderingar av det lokala investeringsprogrammet (LIP)

I en nyligen utkommen utvärdering av det statliga stödet till lokala investeringsprogram för ekologisk hållbarhet (LIP) (NV, 2005), analyseras bl.a. stödets effekter i förhållande till dess storlek. LIP-stödet har flera primära mål varav de flesta är kopplade till olika miljöeffekter men även ökad sysselsättning anges som ett viktigt mål (inte minst då programmet initierades 1998). I Naturvårdsverkets utvärdering har man (utöver sysselsättning) främst valt att fokusera på utsläppsreduktioner av koldioxid, svaveldioxid och kväveoxider. Författarna väljer sedan att utgå från ”att [det sekundära] målet med det statliga bidraget är att ge maximal nytta för de investerade statliga medlen på dessa nämnda områden,” (s. 7).<sup>21</sup> LIP-stödet har under perioden 1998-2002 utgått till totalt 211 investeringsprogram i 161 kommuner; utvärderingen i fråga omfattar endast de 101 program som slutrapporterades innan eller under juni 2004. Många av dessa program är kopplade till energi- och trafikprojekt, och har medfört flera typer av positiva miljöeffekter och de flesta av programmen har även lett till ökad sysselsättning. Förekomsten av flera mål försvårar naturligtvis utvärderingen av styrmedlets effekter. Utvärderingen behandlar varje primärt mål separat utan hänsyn till övriga effekter på övriga mål. Eftersom vi i denna rapport främst är intresserade av klimatpolitiska styrmedel kommer vi fortsättningsvis att uteslutande kommentera LIP-stödets effekter på koldioxidreduktionen. Författarna räknar ut att bidragskostnaden för investeringar i koldioxidreduktion *i genomsnitt* har varit 12 öre per kg, och eftersom denna kostnad är förhållandevis låg i jämförelse med den svenska koldioxidskatten (91 öre per kg) tyder detta på ”ett tydligt positivt resultat ur ett samhällsekonomiskt perspektiv,” (s. 20). Författarna erkänner själva att deras analys bara i en begränsad mening är en kostnadseffektivitetsanalys och det är viktigt här att tydliggöra vari begränsningarna består.

I den mån de utsläppsreduktioner som rapporteras faktiskt realiserats<sup>22</sup>

---

<sup>21</sup> Målet ”maximal nytta för en given kostnad” är naturligtvis spegelbilden av målet ”given nytta till lägsta kostnad”. I den engelska sammanfattningen (s. 8) nämns dessutom explicit begreppet ”cost efficiency”.

<sup>22</sup> Eftersom vi i detta avsnitt främst är intresserade av vissa principiella resonemang om subventioners kostnadseffektivitet har vi antagit att alla påstådda koldioxidreduktioner inom LIP faktiskt realiserats. Carlén (2005) argumenterar dock för att detta är långt ifrån självklart och att detta i så fall starkt minskar LIP-stödets kostnadseffektivitet ur ett globalt perspektiv. Se vidare avsnitt 5.4.

säger resultatet ovan (lite tillspetsat) ”endast” att *vissa* av de åtgärder som genomförts har varit relativt billiga i jämförelse med *vissa* andra åtgärder som stimulerats fram med hjälp av alternativa styrmedel. Detta kan ses som en *begränsad* kostnadseffektivitetsanalys. Analysen ger dock *inte* svar på frågan om stödet gett ”maximal nytta för de investerade statliga medlen”. För att besvara denna fråga måste vi studera hur höga de *marginella* åtgärdskostnaderna varit för *olika åtgärder* som tillkommit som en följd av LIP-stödet. I NV (2005) (Diagram 1) visas att ”bidragseffektiviteten” (genomsnittligt LIP-stöd per årlig koldioxidreduktion i kg) varierar tydligt mellan olika åtgärder; detta antyder att staten genom att omfördela stödet från en högkostnadsåtgärd till en lågkostnadsåtgärd kan åstadkomma större miljönytta utan att öka det totala stödet. Således går det inte – utifrån det datamaterial som presenteras i rapporten – att hävda att LIP-stödet som sådant ”har gett maximal nytta för de investerade medlen” och således främjat en fullt ut kostnadseffektiv reduktion av koldioxidutsläppen.<sup>23</sup>

Det ska samtidigt framhållas att LIP-stödet som styrmedel betraktat har ”kostnadseffektiva egenskaper”. Det tillåter framförallt en betydande flexibilitet då det gäller valet av åtgärder (jämfört med ett styrmedel som riktar sig mot specifika typer av investeringar). Detta bidrar säkert till att öka ”bidragseffektiviteten”, men det kan mycket väl vara så att en annan typ av subvention hade gett ett liknande eller t.o.m. ett bättre utfall. Det är endast ytterligare empiriska studier som kan bekräfta om så är fallet. Vi tror att en stor del av förklaringen till den relativt höga ”bidragseffektiviteten” härrör från det faktum att styrmedlet riktar sig mot ”sektorer” i vilka endast en reducerad (eller rentav ingen) koldioxidskatt betalats under den relevanta perioden.<sup>24</sup> Detta innebär att här bör finnas en stor outnyttjad potential för billiga koldioxidreduktionsåtgärder, men det säger återigen ganska lite om själva styrmedlets egenskaper. Det är också viktigt att påpeka att även om det är så att det nuvarande LIP-stödet lyckats med att ”fånga upp” billiga reduktionsåtgärder är det inte alls säkert att ett liknande framtida subventionsprogram skulle få samma positiva effekter eftersom potentialen för billiga åtgärder då till viss del skulle vara uttömd.

NV (2005) kommenterar kort att LIP-stödet även har ett teknikspridningsmotiv och nämner – i linje med Rosendahl (2004) – att om hänsyn tas till de läroeffekter som uppstår i samband med investeringarna är det inte säkert att marginalkostnaderna för koldioxidreduktion ska vara lika

<sup>23</sup> Detta visar tydligt att bara för att ett styrmedel har tydliga positiva effekter trots måttliga stimulansåtgärder (det ”biter” med andra ord bra), innebär detta inte med nödvändighet att det också fullt ut främjar en kostnadseffektiv åtgärdsfördelning.

<sup>24</sup> Författarna av LIP-utredningen konstaterar bl.a. att ”[n]ärmare 40 % av de hittills slutrapporterade koldioxidminskningarna har uppnåtts i de sektorer som har en reducerad koldioxidskatt,” (NV, 2005, s. 59). Såsom Carlén (2005) påpekar innebär dock detta faktum också att man kan ifrågasätta om de vidtagna åtgärderna faktiskt leder till minskade globala utsläpp av koldioxid då det nya europeiska handelssystemet införs (se avsnitt 5.4).

höga för alla projekt (s. 57). Samtidigt presenterar författarna inga empiriska data som motiverar skillnaderna i de observerade åtgärdskostnader, och överhuvudtaget görs i rapporten väldigt få ansatser att analysera LIP-stödets kostnadseffektivitet utifrån premissen att dess primära mål är att fasa in ny teknik.

Vredin-Johansson (2004) analyserar också LIP-stödets kostnadseffektivitet; en viktig skillnad är dock att hennes analys utgår från de reduktioner som kommunerna *ex ante* anger i sina ansökningar. På ett metodologiskt plan erbjuder hennes studie ett mycket mer tilltalande angreppssätt för att studera *styrmedlets* egenskaper. Hon antar att de som delat ut LIP-medlen utgått från en implicit beslutsregel om hur storleken på medlen ska relatera till påstådda miljö- och sysselsättningseffekter. På så sätt kan hon definiera en subventionsfunktion som förklarar storleken på den totala subventionen som en funktion av påstådda kvantifierade effekter. Då hon deriverar denna funktion med avseende på koldioxidreduktionen får hon en skattning av den marginella subventionen (givet att alla andra effekter hålls konstanta), och denna kan sedan skattas och jämföras för olika LIP-program. Vredin-Johansson (2004) finner – något förvånande – att den marginella subventionen varit förvånansvärt lika för de flesta program. Detta tyder, enligt författaren, på att LIP-stödet främjat en kostnadseffektiv koldioxidreduktion.

### 3.4 Kostnadsoptimeringsmodeller

I detta avsnitt ger vi prov på några studier som har olika empiriska fokus men som i grunden förlitar sig på liknande metoder. Det som är gemensamt för de valda ansatserna är att de explicit modellerar kostnadsminimeringsproblemet, d.v.s. hur allokera åtgärdsstrategier för att uppfylla ett i förhand bestämt miljömål (se nedan) till lägsta kostnad? Den optimala lösningen finnes med hjälp av optimeringsmetoder (t.ex. linjär programmering), och denna lösning kan sedan jämföras med det utfall som olika styrmedel ger upphov till.

#### 3.4.1 Utsläppshandel i stället för gränsvärden vid indiskt stålverk

I Pandey och Bhardwaj (2004) har stålverket Bokaro i Indien valts som fallstudie för att undersöka kostnadseffektiviteten med att införa handel med utsläppsrätter snarare än det reglerande styrmedel (gränsvärden) som existerar idag i syfte att reducera mängden SPM,<sup>25</sup> föroreningar i det lokala luftrummet. Handel med utsläppsrätter kan ske på två sätt: handel med utsläppsrätter *mellan* företag inom ett specificerat geografiskt område eller genom ”handel” *inom* ett specifikt företag. Den senare varianten erbjuder ett företag möjligheten att minska föroreningsbördan mer än utsläppsbegränsningen vid en eller flera utsläppskällor och samtidigt öka utsläppen vid en annan utsläppskälla där

---

<sup>25</sup> SPM står för Suspended Particulate Matter, och är en giftig förorening som släpps ut vid bl.a. stålverk. Den kan rubba immunförsvaret och orsaka allvarliga hälsorisker.



reningskostnaden är betydligt högre. Pandey och Bhardwaj (2004) jämför kostnaderna för att uppnå en given utsläppsnivå av SPM för stationära källor i stålverket under det nuvarande regleringssystemet med ett system av utsläppshandel inom stålverket. Mer specifikt formuleras en målfunktion i form av de totala kostnaderna för utsläppsreduktionen; denna funktion optimeras sedan med avseende på två olika restriktioner. I det ena fallet (fastlagda gränsvärden för varje utsläppskälla) sätts den faktiska utsläppsnivån lika med den fastlagda medan det i det andra fallet (utsläppshandel) finns en möjlighet att släppa ut mindre (mer) än gränsvärdet och sälja (köpa) utsläppsrätter.

För att utsläppshandeln ska vara kostnadseffektiv krävs olika handelssystem för olika typer av föroreningar. För föroreningar som blandas enhetligt i atmosfären (såsom koldioxid) kan handel mellan två utsläppskällor ske på "ett-till-ett" basis då en enhet utsläpp av föroreningen påverkar luftkvaliteten på samma sätt oavsett var i området den släpps ut. För föroreningar som inte blandas enhetligt i atmosfären – såsom är fallet med SPM – kan handeln inte ske på "ett-till-ett" basis eftersom utsläppskällans lokalisering har betydelse för miljöeffekten. Detta innebär att effekten på miljön av ett ton utsläpp vid en källa inte nödvändigtvis motsvarar miljöeffekten av ett ton utsläpp vid en annan källa då spridningskaraktären för de båda föroreningarna kan skilja sig åt.

I detta senare fall motsvaras den kostnadseffektiva lösningen av den fördelning som minimerar kontrollkostnaden av föroreningen förutsatt att kravet på föroreningens koncentrationsmål i den kringliggande luften uppfylls vid alla mottagare/receptorer i luftområdet. För detta ställs en kostnadsminimeringsmodell upp, och den inkluderar antalet utsläppskällor, föroreningskoncentrationen vid varje källa, marginalkostnaden för rening vid varje källa, transfereringskoefficienten<sup>26</sup> som visar sambandet mellan utsläppen vid varje källa med dess inverkan på den omkringliggande luftkvaliteten och det önskvärda målet på luftkvaliteten i luftområdet. Den reningskostnadsfunktion som används baseras på ingenjörsmässiga uppskattningar av reningskostnaden. Enbart driftskostnaderna för reningsutrustningen inkluderas i modellen medan kapitalkostnaderna betraktas som bundna (s.k. 'sunk costs'). Med hjälp av reningskostnadsfunktionen kan marginalkostnaden för SPM-rening för en rad kontrollinstrument som nu är i bruk i stålverket beräknas. Data och information har erhållits från stålverkets representanter genom frågeformulär samt ett flertal intervjuer och diskussioner. Resultaten visar entydigt att utsläppshandel inom företaget erbjuder möjligheter till betydande reduceringar i reningskostnader såväl som till förbättrad miljö.

---

<sup>26</sup> Transfereringskoefficienten uttrycker spridningskaraktären hos föroreningen och är en funktion av sådana faktorer som den genomsnittliga vindhastigheten och vindriktningen, temperaturen, källans och mottagarens lokalisering samt skorstenens höjd vid källan.

Vi har tidigare i rapporten varit noga med att peka på de begränsningar som är behäftade med användandet av ”ingenjörskostnader”, inte minst på grund av den ofta svaga kopplingen till den ekonomiska miljö i vilken tekniken implementeras. Detta är dock ett problem som till stor del undviks i denna indiska studie; eftersom studien endast behandlar ett specifikt företag möjliggörs framtagandet av kostnadsuppskattningar som bör kunna ligga nära de sanna kostnaderna. Det är samtidigt på sin plats att påpeka att en sådan detaljerad studie av kostnadsbilden är ej möjlig då klimatpolitiska styrmedel – vilka riktar sig mot tusentals aktörer (företag såväl som hushåll) – ska utvärderas.

### 3.4.2 Kostnadseffektiviteten i det amerikanska svavelprogrammet

Det amerikanska programmet för reduktion av svaveldioxidutsläppen från elkraftsektorn baseras till skillnad från den traditionella ”command-and-control” (CAC) regleringen på utsläppshandel. Ellerman m.fl. (2000) analyserar detta system i detalj, och bl.a. görs en jämförelse av systemets kostnadsbesparingar med ett hypotetiskt CAC alternativ. CAC alternativet definieras i studien som en begränsning (i antal ton) på enhetsnivå vilken är lika med mängden erhållna (initiala) tilldelningar. Marknaden för utsläppsrätter erbjuder ett relativt billigt sätt att uppfylla myndigheternas krav för alla dem som möter eller förväntas möta höga marginalkostnader för rening, och på samma gång erbjuder den en möjlighet för potentiella vinster för alla dem som kan rena på marginalen för mindre än det löpande priset på utsläppsrätten.

Metodologiskt utgår studien från den marginella reningskostnaden, MAC, och från reningskostnaderna för det alternativa styrmedlet (CACC). MAC-kurvan visar den marginella kostnaden till vilken en given kvantitet av rening kan uppnås effektivt och arean under kurvan visar den totala reningskostnaden i fallet med utsläppshandel. CACC å den andra sidan visar kostnaden för den erfordrade reningen baserat på den initiala bördefördelningen. Med hjälp av dessa kurvor kan den kostnadseffektiva reningen och kostnadsbesparingen utläsas. De data som kan observeras i verkligheten appliceras på detta tillvägagångssätt. För de data som inte har varit möjliga att observera har skattningar gjorts. Resultaten visar bl.a. att för programmets första fas skulle i fallet utan utsläppshandel reningskostnaderna uppgå till ca 525 miljoner dollar, men med utsläppshandel är motsvarande kostnad endast 167 miljoner dollar. Metodologiskt påminner denna studie mycket om den indiska studien som diskuteras ovan, men en viktig skillnad är att den amerikanska studien på grund av sin fokus på alla ingående anläggningar i handelssystemet inte kan erbjuda samma ”träffsäkerhet” då det gäller uppskattningarna av kostnaderna för utsläppsrening.

### 3.4.3 Kostnadseffektiv miljöpolitik i Östersjön

Ett omfattande och växande miljöproblem är övergödningen av Östersjön, vilket beror på det ökade utflödet av näringsämnen, främst kväve, från bland annat jordbruk, hushåll, reningsverk och industrier. Syftet med det här forskningsprojektet är att analysera den svenska miljöpolitiken för minskad kvävebelastning på Östersjön utifrån ett kostnadseffektivitetsperspektiv.<sup>27</sup> En jämförelse av de svenska åtgärder som genomförts efter 1995 till följd av miljöpolitiska styrmedel görs med ett kostnadseffektivt åtgärdspaket. Jämförelsen av de kostnadseffektiva åtgärderna görs för två olika mål, dels minskade utsläpp till kusten söder om Ålands hav och dels minskad tillförsel av kväve till egentliga Östersjön.

För att kunna utvärdera kostnadseffektiviteten i Östersjöpolitiken krävs förutom information om kostnader för åtgärder och föroreningstransporter också klart identifierade mål för politiken samt att effekterna av miljöpolitiskt framdrivna åtgärder skiljs från de förändringar som beror på andra faktorer. Kostnadseffektivitet i Östersjöpolitiken kräver att marginalkostnaden för svenska åtgärder ställs i relation till marginalkostnaden för åtgärder i de andra länderna runt Östersjön. Även marginalkostnaderna för olika typer av åtgärder i olika delar av Sverige måste relateras till varandra. Då marginalkostnaden för att uppnå det givna målet är lika för alla har vi en kostnadseffektiv allokering av åtgärden. De bestämningsfaktorer som avgör marginalkostnaden för varje åtgärd är dels kostnaden för kväverening på den plats där åtgärden vidtas och dels effekten på Östersjön av åtgärder. Ju högre effekt en given åtgärd har på det valda målet desto lägre är dess marginalkostnad. Kostnader för åtgärder vid källan bestäms av de uppföringar som måste göras för att uppnå minskningen och ofta är denna kostnad högre i Sverige än i andra Östersjöländer. Effekten å andra sidan bestäms av de kvävetransporter som sker i mark, sjöar och vattendrag i inlandet. Denna effekt uttrycks ofta i termer av kväveretention, vilket innebär kvarhållning av kväve i avrinningsområdet. I Sverige har vi lägre kväveretention och därmed blir effekterna ofta högre vilket reducerar kostnaden i Sverige för att uppnå målen med kvävereduktioner till Östersjön.

En empirisk optimeringsmodell som inkluderar alla nio länder kring Östersjön används för att beräkna de kostnadseffektiva åtgärderna. Kostnadsminimeringsmodellen inkluderar åtgärder i Östersjöns hela avrinningsområde, vilket innebär att svenska åtgärder relateras till en kostnadseffektiv strategi för hela Östersjön, och modellen utnyttjas för att beräkna kostnadseffektiva åtgärder för minskade utflöden av kväve till Östersjöns kuster. För att beräkna spridningseffekterna mellan Östersjöns olika bassänger används en input-outputanalys. Denna analys bidrar till beräkningen av den slutliga effekten på varje bassäng i Östersjön av en åtgärd i någon del av Östersjöns avrinningsområde. Ingenjördata och ekonometriska skattningar har

<sup>27</sup> Detta projekt har resulterat i en rad vetenskapliga publikationer. Denna översikt bygger främst på en sammanfattande artikel av projektet. Se Elofsson och Gren (2004).

använts för att beräkna kostnadsfunktionerna, som i de flesta fall är linjära, för kväveminskningar.

Användandet av ekonometriska metoder för att uppskatta kostnaden för att undvika kväveläckage förtjänar en särskild kommentar här. Eftersom efterfrågekurvan på exempelvis kvävegödsel rent teoretiskt indikerar konsumentens marginella värdering av ett extra kilo gödselmedel kan en ekonometrisk skattning av efterfrågekurvan samt efterföljande integrering av densamma ge information om konsumentens kostnad för kvävegödselreduktion. Resultaten antyder att det är möjligt att uppnå samma miljöeffekter av svenska åtgärder idag till halva kostnaden eller mindre. Alternativt uttryckt, det skulle vara möjligt att åstadkomma betydligt högre miljöeffekt till samma kostnad som dagens genomförda åtgärder har uppnått. Detta skulle kunna åstadkommas med ett annat val av åtgärder samt en annan geografisk spridning av dessa.

### 3.5 Avslutande kommentarer

Den typ av optimeringsanalyser som behandlats i avsnitt 3.4 bygger som vi sett ofta på uppskattandet av ingenjörskostnader (samt efterfrågesamband); därför är de öppna för samma typ av kritik som riktades mot den typ av kostnadseffektivitetsanalyser som diskuterades i avsnitt 3.2. Samtidigt är optimeringsmodellerna ofta att föredra framför de sistnämnda analyserna, inte minst eftersom de *explicit* utgår från att marginalkostnaderna för de aktuella åtgärderna ska vara lika höga.<sup>28</sup> Optimeringsmodeller kan också med fördel användas inför valet mellan olika styrmedel, bl.a. för att bedöma värdet av att välja ekonomiska framför administrativa styrmedel. I kapitel 4 kommer vi att trycka på att olika simuleringsmodeller kan användas för att analysera olika *aspekter av styrmedels egenskaper* (bl.a. konsekvenserna på kostnadseffektiviteten av olika sektorsindelningar för klimatpolitiska styrmedel). Tillämpandet av ekonomiska modeller är ett sätt för utvärderaren att utföra ”kontrollerade experiment”, och exempelvis jämföra olika specifika styrmedelsutformningar men bör, menar vi, inte ses som ett sätt att göra en ”totalbedömning” av styrmedlets förmåga att främja kostnadseffektivitet. På grund av de svårigheter som kringgärdar försöken att *explicit* uppskatta de ”kontextspecifika” kostnaderna för olika åtgärder, betonar vi i stället i kapitel 4 behovet av att analysera styrmedlens utformning samt dessas incitamentsstruktur och visar på hur en sådan analys kan genomföras, samt hur ekonomiska modellsimuleringar kan komplettera dessa.

---

<sup>28</sup> Den av Energimyndigheten ofta använda ’bottom-up’-modellen MARKAL är ytterligare ett exempel på den typ av kostnadsoptimeringsmodeller som diskuterats här. Se vidare avsnitt 6.5.

## Kapitel 4

# LATHUND FÖR UTVÄRDERINGAR AV STYRMEDELS FÖRMÅGA ATT FRÄMJA KOSTNADSEFFEKTIVITET

Syftet med detta kapitel är att med utgångspunkt från den teoretiska diskussionen i kapitel 2 samt analysen av tidigare kostnadseffektivitetsanalyser i kapitel 3 presentera en ”lathund” för hur utvärderingar av energi- och klimatpolitiska styrmedels kostnadseffektivitet kan utformas. Innan vi diskuterar lathunden som sådan är det dock på sin plats att säga något kort om de utgångspunkter som legat till grund för framtagandet av den. Lathunden:

- är främst tänkt att användas för att utvärdera styrmedel för vilka den specifika utformningen och villkoren är väl kända (d.v.s. i första hand styrmedel som redan implementerats eller sådana som planeras att införas), och ska således inte ses som en manual för framtagandet av ett beslutsunderlag inför valet mellan olika nya styrmedel och/eller för att bestämma hur ett visst styrmedel bör utformas.<sup>29</sup>
- utgår från att kostnadseffektivitetsutvärderingen *i första hand* bör utgöras av en analys av den incitamentsstruktur som styrmedlet skapar snarare än av fastställandet av direkta kostnader för specifika åtgärder *ex post*; egna kostnadsuppskattningar och simuleringar kan samtidigt utgöra viktiga komplement till en analys som baseras på styrmedlens utformning.
- är tänkt att kunna utgöra en manual för att översiktligt kunna bedöma om ett specifikt styrmedel främjar kostnadseffektivitet, men den belyser också inom vilka områden (och med hjälp av vilka metoder) fördjupade analyser kan göras.

Figur 4.1 presenterar övergripande den lathund vi arbetat fram; vår ambition är inte att tillhandahålla ett komplett ”körschema” för kostnadseffektivitetsutvärderingar av olika styrmedel utan snarare att peka på några centrala punkter som bör behandlas i en sådan. Alla styrmedel är till viss del unika, och en lathund kan därför inte belysa alla relevanta aspekter.

### 4.1 Kombinationen politiskt mål och marknadsmisslyckande

Eftersom kostnadseffektivitet i grunden handlar om att relatera olika åtgärds-kostnader till ett specifikt mål, är det viktigt att inledningsvis försöka definiera vilket primärt (eller vilka primära) mål styrmedlet är tänkt att styra mot. Som framgick i avsnitt 2.6 samt från diskussionen om det s.k. LIP-stödet i

---

<sup>29</sup> Många av de frågeställningar som lathunden lyfter fram är dock viktiga även inför valet mellan samt utformningen av olika styrmedel.

avsnitt 3.3 är detta i vissa fall en långtifrån enkel uppgift. Det naturliga är dock att utgå från de formuleringar om styrmedlens syfte som finns att hitta i de centrala policydokumenten. Det är här viktigt att skilja på primära och sekundära mål, och – så långt det är möjligt – lyfta fram styrmedlets huvudsakliga ”måltavla”, d.v.s. vilka beteenden ska styrmedlet uppmuntra till och varför är just dessa beteenden önskvärda i det relevanta sammanhanget?

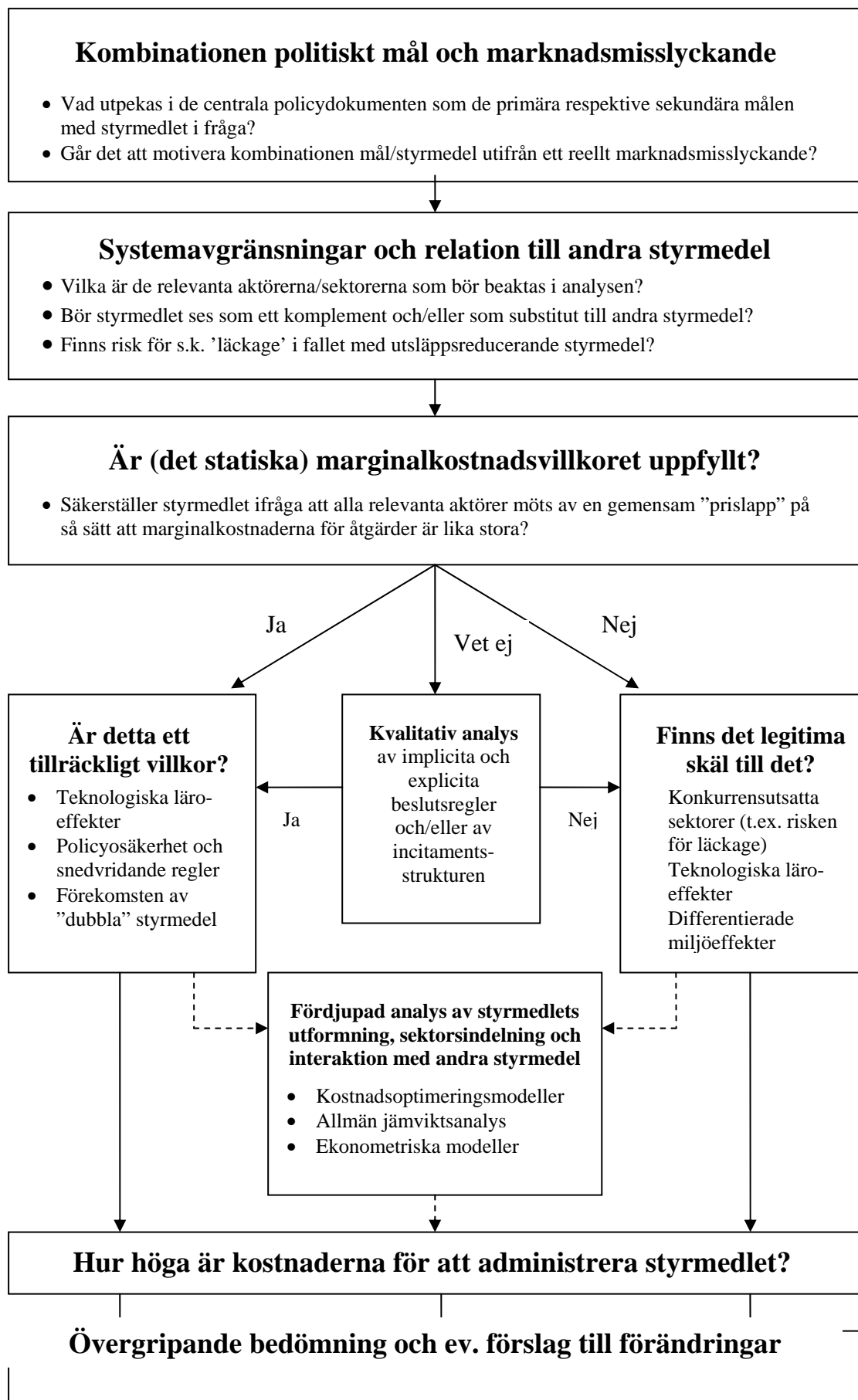


Fig. 4.1 Lathund för utvärdering av energi- och klimatpolitiska styrmedels kostnadseffektivitet

En viktig fråga rör förekomsten av ett reellt marknadsmisslyckande, samt om det går att motivera kombinationen mål/styrmedel till ett sådant misslyckande. Identifieringen av relevanta marknadsmisslyckanden utgör i sig en mycket viktig – men inte alltid lätt – komponent i kostnadseffektivitetsanalysen. Ju sämre styrmedlet genom sin utformning är på att ”pricka in” detta misslyckande – och således styra mot det som är det relevanta problemet – desto större är risken för att det inte främjar kostnadseffektivitet. Vi har tidigare i rapporten pekat på att de typer av marknadsmisslyckanden som är av central betydelse i klimatpolitiken är främst de som är kopplade till förekomsten av externa kostnader samt de som kan relateras till behovet av statligt stöd till teknikspridning. Ett styrmedel som i första hand är utformat för att reducera koldioxidutsläppen är inte nödvändigtvis ett effektivt medel för att också stödja introduktionen av förnyelsebar teknologi. Diskussionen i avsnitt 2.6 om elcertifikatsystemet samt koldioxidskatter illustrerar detta på ett bra sätt. Vi har dock också betonat att i vissa fall (t.ex. LIP-stödet) är det svårt att koppla ett *primärt* mål till ett specifikt styrmedel, och det blir då nödvändigt att utvärdera dess kostnadseffektivitet utifrån respektive mål. Eftersom ”utsläppsreducerande” och ”teknikstödjande” styrmedel i regel bör utformas på olika sätt kan man förvänta sig att kostnadseffektiviteten skiljer sig åt beroende på vilket marknadsmisslyckande som är i fokus.

#### **4.2 Systemavgränsningar och relationen till andra styrmedel**

Eftersom styrmedels kostnadseffektivitet i hög grad handlar om fördelningen av åtgärder på olika aktörer, är det viktigt att fastställa vilka aktörer och sektorer som bör beaktas i analysen samt om förekomsten av sektorsindelade styrmedel (t.ex. skattedifferentiering mellan industri- och hushållssektorerna) kan utgöra ett problem ur kostnadseffektivitetssynpunkt. I fallet med koldioxidutsläpp innebär exempelvis sektorsspecifika styrmedel att kostnadseffektivitetsanalysen måste innehålla två delar: en del som studerar det specifika styrmedlets förmåga att främja kostnadseffektivitet inom ramen för den sektor som det tillämpas på samt en del som analyserar effekterna på kostnadseffektiviteten av en viss sektorsdifferentiering. Den senare delen handlar inte om styrmedlets förmåga att främja kostnadseffektivitet som sådant utan snarare om i vilken sektor det tillämpas. Vi kan exempelvis med ganska stor visshet hävda att en likformig koldioxidskatt som tillämpas i värmesektorn främjar en kostnadseffektiv reduktion av koldioxidutsläpp i just denna sektor; om dock nivån på koldioxidskatten är lägre i elkraftsektorn på grund av konkurrensskäl uppstår en annan kostnadseffektivitetsfråga. Hur stor differentiering av koldioxidskatten är motiverad utifrån kostnadseffektivitetsskäl? En ”för hög” skatt leder till ökad import och eventuellt t.o.m. ökade globala utsläpp (s.k. kolläckage) medan en ”för låg” skatt innebär att viktiga lågkostnadsåtgärder inte kommer till stånd.



Ytterligare en viktig fråga handlar om huruvida det aktuella styrmedlet ska ses som komplement och/eller substitut till andra styrmedel. Till viss del anknyter denna fråga till ovanstående diskussion om marknadsmisslyckanden; det är exempelvis ineffektivt att tillämpa två snarlika styrmedel för att styra mot exakt samma mål (i samma sektor).<sup>30</sup> I ett sådant fall är de två styrmedlen substitut och det blir svårt att utvärdera kostnadseffektiviteten för dessa isolerat. I det fall två eller flera styrmedel är komplement till varandra är det rimligt att dessa – åtminstone till viss del – utvärderas som ett ”paket” snarare än vart och ett för sig. Det bästa exemplet på detta är antagligen relationen mellan informativa och ekonomiska styrmedel; informativa styrmedel har ofta ganska begränsade möjligheter att direkt påverka beteendet men de kan i stället understödja effektiviteten hos ekonomiska styrmedel såsom utsläppsskatter och subventioner (se också avsnitt 5.1).

I fallet med koldioxidreducerande styrmedel är det viktigt att explicit lyfta fram den eventuella risken för kolläckage;<sup>31</sup> vi har redan påpekat möjligheten att en för ambitiös klimatpolitik riktad mot konkurrensutsatta sektorer kan leda till ökad (koldioxidintensiv) import (eller t.o.m. till en omlokalisering av industrin) med större globala utsläpp som följd. Riskerna för kolläckage kan också kopplas till problemet med dubbla styrmedel, exempelvis då nationella klimatpolitiska styrmedel riktas mot en sektor som redan ingår i det europeiska handelssystemet för koldioxid. Att subventionera koldioxidreducerande åtgärder i en sådan sektor kan visserligen leda till minskade nationella utsläpp, men eftersom de aktörer som berörs också ingår i handelssystemet kan dessa nu frigöra fler utsläppsrätter och sälja dessa (eller undvika att köpa lika många) på den europeiska marknaden. Sammantaget innebär detta endast att staten omfördelar pengar från skattebetalarna till den aktuella sektorn medan de totala utsläppen förblir på samma nivå som innan subventionen infördes.

Det är viktigt att utredaren redan på ett tidigt stadium i analysen identifierar den potentiella betydelsen av sektorsindelning, kolläckage samt interaktionen med andra styrmedel för att bl.a. klargöra behovet av fördjupade analyser av kostnadseffektiviteten.

#### **4.3 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?**

Det nödvändiga villkoret för kostnadseffektivitet är att styrmedlet säkerställer att aktörerna möts av en och samma ”prislapp” på så sätt att marginalkostnaderna för åtgärder är lika höga. Här kan man i regel ganska snabbt sluta sig till endera av tre svar på denna fråga: ”ja”, ”nej” eller ”vet ej”.

<sup>30</sup> I en sektor som redan ingår i ett utsläppshandelssystem är det exempelvis ineffektivt att dessutom införa en skatt på koldioxidutsläppen. Om koldioxidreduktionen är för låg i förhållande till det uppsatta målet är det bättre att dra in antalet utsläppsrätter än att införa ett nytt, snarlikt styrmedel.

<sup>31</sup> Med ”läckage” menas här en situation där en reducering av utsläppen sker på en plats men samtidigt leder till att utsläppen ökar någon annanstans.

I fall då styrmedlet är utformat som en ”prislapp” (t.ex. utsläppsskatter och produktionssubventioner) kan det vara ganska lätt att svara ”ja” (t.ex. en koldioxidskatt är lika hög för alla aktörer) eller ”nej” (t.ex. samma koldioxidskatt är differentierad efter sektor eller användningsområde).

För många styrmedel måste dock det initiala svaret på frågan om marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt eller ej bli ”vet ej”. Om det existerar en sådan osäkerhet motiverar detta en fördjupad – ofta kvalitativ – analys av vilka beslutsregler som ligger till grund för exempelvis subventioner och tillståndsgivning och/eller vilka incitament styrmedlet ger upphov till. Även ett styrmedel som inte *explicit* tillämpar en och samma ”prislapp” kan ju ändå vara utformat på så sätt att marginalkostnadsvillkoret i praktiken är uppfyllt.<sup>32</sup> Investeringssubventioner (t.ex. LIP-stödet) är ett exempel på styrmedel där det kan vara relevant att närmare analysera de beslutsregler som ligger till grund för utdelningen av dessa. Om det exempelvis är så att en subvention har ett tydligt koldioxidreducerande mål men där utdelningen av medlen är restriktiv i den mening att den endast riktar sig mot specifika åtgärder och/eller aktörer, kan vi sluta oss till att styrmedlet inte främjar kostnadseffektivitet.<sup>33</sup> Likaså kan man närmare analysera i vilken grad styrmedlet tillhandahåller sådana incitament som gynnar en kostnadseffektiv fördelning av åtgärder. Ett relevant exempel i detta sammanhang (och som vi återkommer till i kapitel 7) är s.k. ”frivilliga avtal”; endast de företag som bedömer att de har något att vinna på att ingå ett bilateralt avtal om koldioxidreduktion med staten (med kanske sänkt skatt på andra produktionsfaktorer som följd) väljer att göra det. Den relevanta frågan för utvärderaren blir då om denna ”självselektion” på något sätt hämmar kostnadseffektiviteten; finns det exempelvis skäl att misstänka att företag med höga reduktionskostnader är överrepresenterade i den grupp som väljer att inte ingå ett sådant avtal? Det är naturligt att denna del av kostnadseffektivitetsutvärderingen måste anpassas efter vilket styrmedel som analyseras.

Även om det går att svara någorlunda entydigt på frågan om marginalkostnadsvillkoret, är det viktigt att påpeka att detta endast är ett statistiskt villkor som dessutom gäller givet vissa antaganden (se kapitel 2). Detta innebär att om styrmedlet säkerställer en gemensam prislapp måste frågan ställas om detta är ett *tillräckligt* villkor för kostnadseffektivitet (avsnitt 4.3.1), och i det fall marginalkostnadsvillkoret inte är uppfyllt bör utvärderaren fråga sig om det finns goda samhällsekonomiska skäl till detta (avsnitt 4.3.2).

---

<sup>32</sup> Vredin-Johansson (2004) utvärdering av LIP-stödets kostnadseffektivitet visar på ett sådant exempel.

<sup>33</sup> Slutsatsen kan naturligtvis bli en annan om subventionen har ett (huvudsakligen) teknikstödande mål.

#### 4.3.1 Marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt ("Ja")

Likformiga skatter och subventioner representerar de mest tydliga exemplen på styrmedel som säkerställer att marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt. Vi har dock tidigare i rapporten pekat på att detta villkor inte alla gånger är tillräckligt för att säkerställa kostnadseffektivitet. Detta beror inte minst på att det är ett statistiskt villkor som inte tar hänsyn till den långsiktiga kostnadsutvecklingen. I de fall där det existerar ett starkt empiriskt stöd för att läroeffekterna för en viss teknologi är mer omfattande än motsvarande läroeffekter för andra teknologier är det ekonomiskt effektivt att exempelvis tillämpa en högre subventionsnivå för denna teknologi (se t.ex. Rosendahl, 2004). I praktiken är dock sådana starka empiriska slutsatser sällan tillgängliga. För att undvika dynamisk kostnadsineffektivitet kan det i stället vara mest relevant att kombinera "koldioxidreducerande" och "teknikstödjande" styrmedel (t.ex. koldioxidskatt och elcertifikat).

Förekomsten av betydande politiska osäkerheter (se avsnitt 2.5) samt ineffektiv tillståndsgivning för nyinvesteringar kan utgöra ytterligare anledningar till varför en kostnadsineffektiv fördelning mellan kort- och långsiktiga åtgärder kan existera; i en fullständig kostnadseffektivitetsanalys måste sådana möjliga orsaker beaktas. En tillståndsgivning som motverkar kostnadseffektivitet är exempelvis en där – det på icke-rationella grunder – ställs olika krav på investeringar i olika geografiska regioner (se bl.a. avsnitt 5.2 om elcertifikaten).

Det kan också vara så att även om det aktuella styrmedlet utformats som en likformig "prislapp" kan det finnas andra (kanske lika kostnadseffektiva) styrmedel som riktats mot samma sektor. Detta knyter naturligtvis an till diskussionen ovan om identifieringen av kompletterande och/eller "dubbla" styrmedel, och exemplet om LIP-stödet som till delar gått till de sektorer som idag ingår i det europeiska handelssystemet. Eftersom denna problematik (enligt lathunden i Figur 4.1) redan identifierats i ett tidigare steg, blir uppgiften i denna del av analysen att bedöma hur allvarligt detta problem är i det aktuella fallet.

I förekommande fall kan det finnas ett behov av att fördjupa sig ytterligare i några av de frågor som väcks under utvärderingens gång, inte minst gäller det frågor om styrmedlets sektorsindelning, och interaktion med andra styrmedel (se Figur 4.1). Ett antal olika typer av ekonomiska modeller står här till utvärderarnas förfogande, bl.a. allmän jämviktsmodeller (se kapitel 6) och optimeringsmodeller (se avsnitt 3.4). Ahlroth m.fl. (2003) bidrar med en genomgång och kritisk granskning av olika modeller som kan användas för att analysera sambanden mellan ekonomi, miljö och energifrågor, och diskuterar också vilka frågor som olika typer av modeller är bäst lämpade att söka svar på (se även avsnitt 6.5).

#### 4.3.2 Marginalkostnadsvillkoret är inte uppfyllt ("Nej")

Om slutsatsen är att styrmedlet inte säkerställer att marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt måste man ställa sig frågan om det finns legitima samhällsekonomiska skäl till det. Sådana skäl är kanske främst förekomsten av: (a) konkurrensutsatta sektorer; (b) teknologiska läroeffekter; samt (c) differentierade miljöeffekter. Gällande fallet med läroeffekter (b) har vi redan konstaterat att det finns betydande svårigheter med att på empiriska grunder differentiera exempelvis en subvention efter den relativa storleken på läroeffekterna.

I fallen (a) och (c) ovan uppstår naturligtvis frågan om hur stor differentiering som är motiverad. I fallet med miljöeffekter som skiljer sig åt beroende på geografisk placering (c) bör naturligtvis en eventuell skatt på utsläppen vara lägre i de fall där de negativa effekterna är mindre omfattande än vid andra lokaliseringar. Det kan dock vara svårt att avgöra *hur mycket lägre* skatten bör vara för att säkerställa att marginalkostnadsvillkoret för att uppnå *en viss miljöeffekt* är uppfyllt (se också diskussionen i avsnitt 3.4). Eftersom denna studie i första hand fokuserar på klimatpolitiska styrmedel – och växthusgasernas negativa effekter är oberoende av utsläppskälla – kommenterar vi inte denna problematik i mer detalj.

Problematiken med olika sektorsindelningar studeras dock mer ingående i denna rapport. Ur ett ekonomiövergripande perspektiv finns flera skäl till varför en differentiering av klimatpolitiska styrmedel – inte minst koldioxidskatten – kan vara önskvärd, och riskerna för kolläckage är en av de viktigaste.<sup>34</sup> Det kan också vara så att produktiviteten hos olika produktionsfaktorer skiljer sig åt mellan sektorer, och det kan då vara välfärdshöjande (för ekonomin som helhet) att tillämpa en lägre beskattning av vissa sektorer för att undvika en improduktiv "förflyttning" av produktionsfaktorer mellan ekonomins sektorer. I kapitel 6 analyserar vi utifrån denna möjlighet – med hjälp av den allmänna jämviktsmodellen EMEC – den svenska koldioxidskattens nuvarande sektorsdifferentiering.

#### 4.4 Hur höga är kostnaderna för administrera styrmedlet?

Kostnadseffektivitetsutvärderingen ska också ta hänsyn till de kostnader som kan hänföras till administrationen av systemet. Detta inkluderar kostnaderna för att sköta exempelvis indrivningen av skatter samt för de resurser som krävs för att dela ut subventioner till olika projekt. Dessa redovisas ofta av berörda myndigheter (t.ex. Skatteverket), och beräknas inte sällan utifrån antalet nedlagda årsarbetstimmar. Det är dock också viktigt att påpeka att vissa av de administrativa kostnaderna inte nödvändigtvis bärs av statliga myndigheter, utan i stället av privata företag samt av hushållen. Elleverantörernas

---

<sup>34</sup> Se avsnitt 2.8 för en fördjupad diskussion om hur marginalkostnadsvillkoret kan påverkas då analysen tar hänsyn till s.k. allmän jämviktseffekter.

administration av elcertifikatsystemet utgör ett bra exempel på detta (se vidare avsnitt 5.2).

Det kan vara svårt att fastställa alla de administrativa kostnader som uppstår för att få ett styrmedel att fungera, och nivån på dessa kostnader kan skilja mycket åt olika styrmedel emellan. Det är viktigt att analysen av de administrativa kostnaderna också tar hänsyn till hur nytt styrmedlet är, och således hur stor kunskap som man hunnit bygga upp när det gäller att administrera det. Precis som i fallet med ny teknik är det rimligt att utgå från att en omfattande läroprocess tar vid då ett nytt styrmedel – såsom exempelvis elcertifikat eller utsläppshandel inom EU – införs. De initiala kostnaderna för att bygga upp systemet kan vara höga (men dessa är av engångskaraktär), och över tiden sjunker även de löpande kostnaderna för att administrera styrmedlet.

#### **4.5 Övergripande bedömningar och förslag till eventuella förändringar**

Som en avslutning på analysen görs – på basis av ovanstående slutsatser – en övergripande bedömning av styrmedlets förmåga att främja kostnadseffektivitet. Det är viktigt att inse att denna bedömning oftast inte kan resultera i några definitiva svar om kostnadseffektiviteten, men den bör åtminstone kunna ge en känsla för styrmedlets egenskaper i detta hänseende samt kunna peka på alternativa utformningar och/eller nya styrmedelskombinationer som skulle kunna bidra med en ökad kostnadseffektivitet i klimatpolitiken. Om förslag till förbättringar av kostnadseffektiviteten läggs fram, bör dock utvärderaren vara försiktig med att ge alltför starka rekommendationer. Ett viktigt skäl till detta är att kostnadseffektiviteten hos ett styrmedel endast utgör ett av flera viktiga kriterier för hur väl styrmedlet fungerar. Det kan dessutom ofta existera en inneboende konflikt mellan olika kriterier – t.ex. mellan kostnadseffektivitet och måluppfyllelse – och den prioritering som då måste följa är ytterst en politisk fråga.

## Kapitel 5

# DE SVENSKA ENERGI- OCH KLIMATPOLITISKA STYRMEDLENS KOSTNADSEFFEKTIVITET: ETT URVAL

I detta kapitel analyseras med utgångspunkt från lathunden några av de svenska energi- och klimatpolitiska styrmedlens förmåga att främja kostnadseffektivitet: elcertifikatsystemet, kilometerskatt för tunga lastfordon, det lokala investeringsprogrammet (LIP), samt stöd till introduktion av alternativa drivmedel. Analysen i kapitlet är översiktlig, och illustrerar hur man kan använda lathunden för att uttala sig om styrmedlens kostnadseffektivitet. Inledningsvis diskuteras informativa styrmedel, och huruvida det är relevant eller ej att analysera dessas förmåga att främja kostnadseffektivitet. Den svenska koldioxidskatten samt styrmedel för energieffektivisering behandlas separat i två fördjupningskapitel (kapitlen 6 och 7).<sup>35</sup>

### 5.1 Information som styrmedel: exemplet klimatinformationskampanjen<sup>36</sup>

Under tidsperioden 2002-2003 genomfördes en nationell klimatinformationskampanj vars huvudsakliga syften bl.a. var att öka kunskapen hos allmänheten om växthuseffektens orsaker och verkan, samt hur enskilda individer kan bidra till att minska utsläppen av växthusgaser (se bl.a. STEM och NV (2004) för mer detaljer om kampanjen). Information är överlag ett viktigt och flitigt använt miljöpolitiskt styrmedel, inte minst eftersom den bidrar till att öka problemmedvetenheten hos allmänheten. Den vanligaste kritiken som riktas mot informativa styrmedel är dock att de sällan ensamma ger något direkt utslag på förändrat beteende. I tidigare STEM-utvärderingar (se bl.a. STEM och NV, 2004) påpekas svårigheterna med att uttala sig om informativa styrmedels kostnadseffektivitet, och i de flesta fall avstår rapportförfattarna att kommentera detta. I detta avsnitt ger vi stöd åt denna ”tveksamhet” och argumenterar för att det är ofta bäst att analysera informativa styrmedel – inte isolerat – utan som del av ”paket” för att främja ett visst beteende.

Det ”slutliga” målet med klimatinformationskampanjen är ganska tydligt definierat (minskade växthusgaser). Det är också ganska lätt att drista sig till att

---

<sup>35</sup> Vi har valt att i denna studie inte kommentera det europeiska handelssystemet för koldioxid. Den främsta orsaken till det är att detta styrmedel analyseras i ett annat STEM-finansierat forskningsprojekt. Se Carlén (2004a).

<sup>36</sup> Information är också ett viktigt styrmedel för att stimulera till effektivare energianvändning. Bland dessa styrmedel kan nämnas information om energikrävande utrustning samt den kommunala energirådgivningen (STEM och NV, 2004). Ett urval av styrmedel för energieffektivisering behandlas separat i kapitel 7, och där kommenteras också i korthet problemen med att analysera kostnadseffektiviteten hos informativa styrmedel.

det marknadsmisslyckande som bör vägleda analysen är ”bristande (kollektiv) information”, men det är trots det svårt att utifrån detta analysera kostnadseffektiviteten för detta styrmedel. Utifrån *ett* perspektiv kan man hävda att om samma information når ut till ett stort antal människor och företag är styrmedlet kostnadseffektivt eftersom endast de aktörer som finner det meningsfullt att ändra sitt beteende gör det. Man kan i likhet med ekonomiska styrmedel hävda att informativa styrmedel ger ekonomins aktörer maximal flexibilitet då det gäller att själva välja åtgärdsstrategi (m.a.o. är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt). Vissa delar av den information som gått ut till allmänheten har nått många (inte minst TV-kampanjen ”Något konstigt håller på att hända med vädret”) medan andra delar spritts via föreläsningar (av bl.a. den folkkäre John Pohlman). I det senare fallet finns ett problem med s.k. självselektion (d.v.s. de som är mest intresserade – och kanske t.o.m. redan kan mycket om frågan – tenderar också att vara de som dyker upp på sådana träffar), vilket sannolikt hämmar kostnadseffektiviteten.

Samtidigt kan man – med utgångspunkt från ett annat perspektiv – hävda att informationskampanjen varit ineffektiv eftersom den (mest troligt) lett till få faktiska förändringar i beteendet och därmed också till mycket måttliga utsläppsreduktioner. Eftersom kampanjen kostat ca 30 miljoner kronor per år (Ibid.), går det att misstänka att reduktionen per budgetkrona varit låg. Dessutom är det viktigt att påpeka att såväl kampanjen som den svenska koldioxidskatten båda är styrmedel som införts i syfte att minska koldioxidutsläppen. Ur kostnadseffektivitetssynpunkt kan det hävdas vara ”slöseri med pengar” att tillämpa två styrmedel för att uppnå samma mål (se också diskussionen i avsnitt 2.6).

Båda dessa resonemang innehåller viktiga poänger, men vi vill dock hävda att när det gäller informativa styrmedel är de för restriktiva. De utgår från att sådana styrmedel utgör ett substitut till andra styrmedel och att de därför bör utvärderas isolerat. Vi menar dock att informativa styrmedel snarare än substitut bör ses som *komplement* till andra (inte minst ekonomiska) styrmedel, och att kostnadseffektiviteten) därför också bör utvärderas med utgångspunkt från det relevanta ”styrmedelspaketet” (t.ex. skatter + information). Detta innebär således att kostnadseffektivitetsanalysen måste ha en bredare utgångspunkt.

Ett ur kostnadseffektivitetssynpunkt viktigt värde med vissa informationskampanjer etc. är att de visar på alternativa strategier och dess konsekvenser för det enskilda företaget eller hushållet. Även om antagandet om kostnadsminimerande aktörer är en klart rimlig analytisk utgångspunkt (se avsnitt 2.3, fotnot 7), måste vi också erkänna dess begränsningar när det gäller att bidra till förståelsen av företagets beteende. Ett företag kan inte lägga ner resurser på att identifiera och sedan utvärdera *alla* handlingsalternativ, utan tenderar i stället att använda ”tumregler”, existerande nätverk av experter samt egna erfarenheter i beslutsprocessen (se t.ex. Simon, 1997). Vi kan exempelvis

resonera kring ett företag som tidigare varit befriat från miljöskatter men som nu måste betala en skatt på koldioxidinnehållet i de bränslen det använder. Företaget vill minimera sina kostnader för att möta denna nya policy men har liten tidigare erfarenhet av strategier för koldioxidreduktion, och att på egen hand skaffa ny information om alla alternativ, kostnader och konsekvenser blir mycket mödosamt och kostnadskrävande. Naturligtvis är denna typ av informationsinsamlande och efterföljande bearbetning också behäftad med kostnader (som ska ingå i ”kostnadsminimeringsbeslutet”), men eftersom informationen i hög grad är en ”kollektiv nytta” kan det enskilda företaget inte förväntas tillhandahålla tillräckligt mycket av den. Detta visar att: (a) eftersom det kostar att inskaffa information finns det en risk för att företaget inte väljer den billigaste reduktionsstrategin (eventuella informations/transaktionskostnader inkluderade);<sup>37</sup> men detta kan åtgärdas genom att (b) myndigheter tillhandahåller och sprider information om viktiga alternativ som sedan kan utvärderas i mer detalj på företags- och hushållsnivå.

Stern (1999) betonar betydelsen av att inte analysera ekonomiska och informativa styrmedel isolerat, och kommer fram till att dessa typer av styrmedel kan ha viktiga synergieffekter. I det fall då de ekonomiska styrmedlen tillhandahåller så pass starka incitament till förändring att aktörerna på allvar uppmärksammar de potentiella kostnadsbesparingar som finns av att investera i exempelvis utsläppsreducerande åtgärder, kan information om åtgärdernas kostnader, potential etc. bidra till att aktörerna går från ”ord till handling”. Om myndigheterna är missnöjda med utfallet av ett visst ekonomiskt styrmedel, menar Stern, kan det t.o.m. vara mer effektivt att stärka de informativa styrmedlen mer snarare än att öka styrkan i de ekonomiska incitamenten.

Ovanstående antyder att det är svårt – och inte heller meningsfullt – att i dagsläget analysera kostnadseffektiviteten hos informativa styrmedel isolerat. Huvudsyftet med klimatinformationskampanjen så här långt har varit att öka *allmänhetens problemmedvetenhet* om klimatfrågan, och utvärderingar tyder på att kampanjen fått önskad effekt (se t.ex. STEM och NV, 2004). Ett logiskt nästa steg i kommande informationsåtgärder vore att fokusera mer på åtgärder och acceptansfrågor. En viktig kostnadseffektivitetsfråga – utöver att informationen ska gå ut brett – är hur denna information ska utformas för att på bästa sätt komplettera andra styrmedel och på sikt uppmuntra till ändrat beteende. Det är av central betydelse att denna information till viss del är olika utformad beroende på om den riktar sig till företag eller hushåll, inte minst eftersom det är rimligt att anta att dessa kategorier av aktörer drivs av olika motiv.

När det gäller företag kan det exempelvis vara väsentligt med

---

<sup>37</sup> Enligt den s.k. Porterhypotesen kan det t.o.m. vara så att denna informationsbrist gör att vissa miljöregleringar inte innebär merkostnader för företagen utan förbättrar konkurrenskraften (Porter och van der Linde, 1995).



övertygande information om de ekonomiska vinster som finns att göra genom exempelvis investeringar i ny (koldioxidfri) teknik. Det är också önskvärt att informationen signalerar en långsiktighet i klimatpolitiken; detta kan minska en eventuell snedvridning mellan kort- och långsiktiga åtgärder (se avsnitt 2.5). Hushåll – å andra sidan – kan troligtvis påverkas mer uttryckligen utifrån en vädjan till moraliska hänsynstaganden och förekomsten av sociala normer. Tidigare forskning visar bl.a. att hushållens miljöbeteende i hög grad kan bestämmas av vad andra hushåll gör (se t.ex. von Borgstede, 1999). Detta innebär att ”multipla jämvikter” kan uppstå, i extremfallen en jämvikt där många exempelvis tar bussen i stället för bilen och en jämvikt som motsvaras av att mycket få gör det. Å andra sidan kan informationskampanjer som anspelar på andras miljövänliga beteende bryta en eventuell ”negativ loop” och öka viljan till att agera miljövänligt (se bl.a. Nyborg m.fl., 2003).

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att informativa styrmedel sällan *i sig själva* leder till att exempelvis konkreta koldioxidreduktionsåtgärder vidtas, och därför blir en kostnadseffektivitetsanalys av dessa styrmedel en aning perifer. Däremot bidrar informativa styrmedel till att höja medvetenheten hos ekonomins aktörer om problemets orsaker och möjliga lösningar, och kan på så sätt komplettera andra ”starkare” styrmedel och t.o.m. förbättra dessas förmåga att främja kostnadseffektivitet.

## 5.2 Elcertifikatsystemet

Elcertifikaten är en förhållandevis ny form av marknadsbaserat stöd till olika former av förnybar elproduktion. Elproducenterna får ett s.k. elcertifikat för varje MWh förnybar el som produceras. Certifikaten säljs till elanvändarna som enligt lag är skyldiga att köpa elcertifikat motsvarande en viss andel av sin elförbrukning. Producenterna av förnybar el får därmed en (utöver det ordinarie elpriset) extra intäkt för sin produktion.

### 5.2.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar

I avsnitt 2.6 diskuterades elcertifikatsystemets primära mål, och slutsatsen var att systemet främst är till för att stödja introduktionen av en viss typ av elkraftsteknologi. Det är naturligt att se systemet som ett komplement till andra – uttryckligen klimatpolitiska – styrmedel såsom utsläppshandel, men det är viktigt, anser vi, att *inte* utvärdera systemets effektivitet utifrån premissen att dess primära mål är koldioxidreduktion. Det marknadsmisslyckande som systemet ämnar ”hantera” rör snarare förekomsten av positiva externa effekter (t.ex. läroeffekter) kopplade till introduktionen av ny teknik.

Sektorsavgränsningen för systemet är tydligt definierad (elsektorn), och som nämns ovan bör man, enligt våra utgångspunkter, betrakta systemet som ett komplement (och inte som ett substitut) till ”renodlat” koldioxidreducerande styrmedel (främst utsläppshandeln i detta fall). När elcertifikatsystemet infördes 2003 ersatte det tidigare stöd till förnybar

elproduktion (t.ex. investeringsstöd); ett undantag är dock den s.k. miljöbonusen som utgör en stycksubvention till vindkraften (d.v.s. den relateras till antalet MWh vindel som produceras). Detta skapar en stor risk för ”dubbelstyrning”, men eftersom denna subvention ska fasas ut gradvis väljer vi att inte analysera denna interaktion i mer detalj.

### 5.2.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?

Teoretiskt sett är ett väl fungerande elcertifikatsystem i en *statisk* mening kostnadseffektivt (se t.ex. Menanteau m.fl., 2003), i den mening att de billigaste alternativen kommer först in på marknaden. Det finns ingen anledning att ifrågasätta den logik som ligger bakom denna slutsats; systemet säkerställer att alla elproducenter möts av samma marginella ”subvention” för den förnyelsebara delen av deras ”elkraftsportfölj”. Således är det rimligt att utgå från att marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt. Frågan är dock om detta kan sägas vara ett tillräckligt villkor för kostnadseffektivitet. Det finns två skäl att tro att så inte är fallet. Det som åsyftas här är att alla förnyelsebara energikällor inte alltid: (a) åtnjuter likartade villkor för finansiering; samt (b) möter likvärdiga tillstånds- och lokaliseringsregler vid investeringen.

Med ”likartade villkor för finansiering” menas inte att alla investeringar i förnyelsebara energikällor ska ha lika lätt att få gynnsam finansiering. Vissa projekt är mer riskfyllda än andra och detta måste reflekteras i finansieringsvillkoren. Vad som åsyftas är snarare att kapitalmarknaden ska fungera effektivt; det ska inte finnas marknadsmisslyckanden som gör att vissa förnyelsebara energikällor på omotiverade grunder ges sämre eller bättre villkor än andra. Överlag är det svårt att hävda att detta skulle vara ett stort problem i Sverige. Det finns dock ett nära relaterat problem som rör det faktum att det svenska certifikatsystemet å ena sidan inkluderar såväl existerande som ny kraft, samt har en kort politisk tidshorisont å den andra. Exempelvis kan certifikat utfärdas till en existerande anläggning som konverterar från kol till biomassa. Detta är t.o.m. ofta det billigaste sättet att introducera förnybar energi i kraftsektorn, och därför också ett beteende som i hög grad gynnas av införandet av certifikathandel. Det går också att tänka sig att producenter förlänger livet på sina existerande anläggningar i stället för att investera i nya, och/eller investerar i gradvisa kapacitetsökningar (såsom bl.a. sker i vattenkraften idag). Detta är i sig inget problem utan problemet uppstår då vi betraktar den politiska tidshorisonten för certifikatsystemet. Sedan starten har det varit så att certifikatssystemet ska gälla fram t.o.m. 2010 men det har rått en betydande osäkerhet om vad som kommer därefter. Utifrån en investeringssynpunkt är detta en mycket kort tidshorisont. Investeringar i existerande kapacitet är normalt inte lika omfattande och medför därför heller inte samma krav på projektfinansiering. Nyinvesteringar kan däremot få problem med finansieringen eftersom kapitalbehovet är stort och tidshorisonten för stödpolitiken är så kort; finansiären vet att projektets lönsamhet i hög grad

bygger på statligt stöd och eftersom framtiden för stödet är osäkert blir också projektet oattraktivt. På grund av detta skapas en snedvridning i urvalet av förnyelsebara energiformer till fördel för de producenter som kan utnyttja existerande kapacitet. Ineffektiviteten i systemet uppstår således på grund av att den politiska osäkerheten diskriminerar investeringar i ny kraft till förmån för (mindre) investeringar i existerande kraft.<sup>38</sup> På sikt kan detta innebära att den svenska förnyelsebara energimixen blir mindre modern – och även dyrare – än vad som vore samhällsekonomiskt önskvärt. Risken för ett sådant utfall måste bedömas som betydande; möjligheterna att utnyttja existerande kraft såsom beskrivits ovan är ofta betydande (se t.ex. Ellerman, 1996). Detta innebär med andra ord att tidshorisonten i certifikatsystemet bör förlängas för att det ska fungera på ett kostnadseffektivt sätt. En sådan förändring är speciellt viktigt eftersom systemets syfte i hög grad är att stimulera till introduktionen av *ny* teknologi och på så sätt uppmuntra till framtida kostnadsreduceringar.

I en nyskriven promemoria från Regeringskansliet (2005a) föreslås att tidshorisonten för elcertifikatsystemet ska förlängas så att en förnybar elproduktionsanläggning som tas i drift efter den 30 april 2003 (d.v.s. efter systemets introduktion) har rätt att tilldelas certifikat under 15 sammanhängande år (dock som längst till år 2031). Anläggningar som har tagits i drift före den 30 april ska enligt förslaget ha rätt att tilldelas certifikat som längst till den 31 december 2014. Denna lagändring innebär – om den går igenom – en klar förbättring av systemets långsiktighet, men det övertygar inte fullt ut. 15 år är fortfarande en förhållandevis kort tidshorisont för investerare i energisektorn.

Vårt andra ”tilläggs villkor” för en kostnadseffektiv introduktion av förnyelsebar energi rörde frågan om ”likvärdiga tillstånds- och lokaliseringsregler vid investeringen”. Återigen är det på sin plats att påpeka att detta inte syftar till att alla förnyelsebara alternativ ska ha samma förutsättningar; de krav som ställs på anläggningarna bör skifta mellan olika lokaliseringar beroende på hur anläggningarna påverkar den omgivande miljön. Trots detta finns stora brister i hur tillståndsgivning och planeringen av lokaliseringen sker i Sverige. Problemet kan sammanfattas i att det finns en tydlig konflikt mellan de nationella målen för utbyggnad av förnyelsebara energikällor (inte minst vindkraften) och den lokala tillämpningen av lagstiftningen gällande fysisk planering och lokalisering. I Sverige åtnjuter kommunerna en betydande självständighet då det gäller den fysiska planeringen och den svenska miljölagstiftningen ger ett stort utrymme för intresseavvägningar. Detta kombinerat med avsaknaden av ett tydligt mål för exempelvis svensk vindkraftsutveckling gör att förutsättningarna för vindkraftsetablering blir en fråga om bedömningar för vilka inga tydliga

---

<sup>38</sup> Naturligtvis är det normalt så att stora investeringar (i ny kraft) innebär ett större risktagande än mindre investeringar, men poängen här är endast att den osäkerhet som skapas genom den korta politiska tidshorisonten skapar *ytterligare en* riskfaktor för just investeringar i ny kraft, en risk som dessutom skulle kunna undvikas.

riktlinjer har dragits upp (Söderholm m.fl., 2005). Tidigare forskning i denna fråga visar att den kommunala hanteringen av vindkraftens etablering skiljer sig kraftigt åt mellan kommuner, och ofta på ett sätt som inte kan motiveras varken miljömässigt eller ekonomiskt. Skillnader i etableringen av vindkraft mellan kommuner förklaras i stället främst av skillnader i kommunernas kapacitet och kunskap i att handlägga vindkraftsfrågor, planeringsstrategier, och t.o.m. motivation på tjänstemannanivå (Khan, 2003). Ur kostnadseffektivitetssynpunkt ligger alltså inte problemet i planeringsprocessen som sådan utan i det faktum att tillämpningen är så olika i olika kommuner. På så sätt undergrävs certifikatsystemets kostnadseffektivitet; det finns inget i tillståndsgivningsprocessen som säkerställer att investeringar i vindkraft görs på de ställen med bäst vindförhållanden.

Ytterligare ett skäl till att det statiska marginalkostnadsvillkoret inte är ett tillräckligt villkor för kostnadseffektivitet skulle kunna vara att läroeffekterna för de olika certifikatberättigade teknologierna är olika stora. Detta kan mycket väl vara fallet, men det finns överlag magert med tillförlitligt empiriskt underlag för att kunna göra en bedömning av om, exempelvis den långsiktiga potentialen för kostnadsreduktioner är större för vindkraft än för bioeldad elkraft (se t.ex. Söderholm och Sundqvist, 2003b samt Papineau, 2006).<sup>39</sup>

### 5.2.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning

I STEM (2004a, 2005a) visas också att det svenska certifikatsystemet för med sig betydande transaktions- och administrationskostnader i den mening att en stor andel av den certifikatavgift som konsumenterna betalar går inte direkt till de energibolag som producerar förnyelsebar energi. Den går i stället till att finansiera elleverantörernas administration av avgiften. STEM-rapporten från 2005 betonar vikten av att kontinuerligt följa upp utvecklingen av systemets transaktionskostnader, och pekar också på behovet av åtgärder utifall de nuvarande pris-kostnadsmarginalerna (skillnaden mellan certifikatavgiften för slutkonsumenten och den del som tillfaller elproducenten direkt) består (STEM, 2005b).

Rent teoretiskt hade det mycket väl varit mer kostnadseffektivt med ett statligt upphandlingssystem (av den tidigare engelska typen, det s.k. NFFO) där den totala kostnaden för systemet (d.v.s. den totala subvention som krävs för att uppnå den i förväg specificerade kvoten för förnyelsebar energi) i stället betalas via skattsedeln. Fördelen med detta system – ur kostnadseffektivitetssynpunkt – är att det bl.a. möjliggör ett utnyttjande av skalfördelar i den administrativa hanteringen av styrmedlet.

Sammanfattningsvis uppfyller det svenska elcertifikatsystemet det statiska marginalkostnadsvillkoret för kostnadseffektivitet, men det finns trots det totalt sett brister i systemet. Dessa relateras främst till det faktum att

---

<sup>39</sup> Elcertifikatsystemet bygger (implicit) på antagandet att läroeffekterna är lika omfattande för alla certifikat-berättigade teknologier.

systemet å ena sidan syftar till att främja introduktionen av ny teknologi men å andra sidan skapar en investeringsmiljö som tenderar att snedvrída konkurrensen mellan nya existerande anläggningar. Det är centralt – för systemets kostnadseffektivitet – att den politiska osäkerhet som kringgärdar systemet reduceras.<sup>40</sup> Det bör också finnas en stor potential att reducera systemets administrativa kostnader.

### 5.3 Kilometerskatt för tunga lastfordon

Utgångspunkten för analysen i detta avsnitt är den principskiss till svensk kilometerskatt för tunga lastfordon som föreslogs av Vägtrafikskatteutredningen i dess slutbetänkande *Skatt på väg* (SOU 2004:63). Utredningen analyserar för- och nackdelar med att införa en kilometerskatt för tunga lastfordon i Sverige, och finner att övervägande skäl talar för att det är lämpligt att införa en sådan skatt. I betänkandet lämnas därför förslag på hur grundragen av en kilometerskatt kan utformas, bl.a. betonas att kilometerskatten: (a) i princip bör omfatta alla lastbilar med en totalvikt över 3.5 ton; samt att (b) den skall tas ut på hela det allmänna vägnätet (enskilda vägar såsom skogsbilvägar undantas dock).

#### 5.3.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar

Det primära målet med kilometerskatten, allmänt sett, är att *internalisera externa kostnader* i linje med den svenska transportpolitikens kostnadsansvar.<sup>41</sup> Vägtrafikskatteutredningen föreslår, i ett första steg, en differentiering av skatten med avseende på fordonets (egentligen motorns) miljöklass (ofta kallad EURO-klass) och efter fordonets totalvikt. Genom denna differentiering är det primärt de icke-internaliserade externa kostnaderna som följer av utsläpp och deformation som internaliseras. Dessa inkluderar inte minst (a) utsläpp av miljö- och hälsofarliga ämnen (*exklusive koldioxid*); (b) slitage och deformation av vägbanan; (c) vissa olycksrisker; (d) buller; samt (e) trängsel.

En attraktiv styrmedelsegenskap hos en kilometerskatt är således, enligt utredarna, att den kan bidra till uppfyllandet av flera mål inom miljö- och transportpolitiken. Detta är möjligt eftersom skatten per kilometer kan differentieras efter fordonets egenskaper men också till viss del, beroende på vilken teknisk lösning som väljs, i rum och i tid. Samtidigt försvårar förekomsten av dessa multipla mål utvärderingen av styrmedlets kostnadseffektivitet.

---

<sup>40</sup> Detta blir viktigt då den svenska certifikatmarknaden 2007 integreras med den norska. Se Ek m.fl. (2004).

<sup>41</sup> Enligt 1998 års transportpolitiska beslut skall de skatter och avgifter som tas ut av trafiken och är transport-politiskt motiverade ta hänsyn till de externa effekter som trafikanten medför (Prop. 1997/98:56, s. 40). Här finns således en uttalad koppling mellan styrmedlets mål och de marknadsmisslyckanden som de syftar till att hantera.

Då koldioxidutsläppen till viss del kommer att samvariera med transportsträckan finns det här en risk för ”dubbelstyrning” (koldioxidutsläppen från transportsektorn regleras i huvudsak genom koldioxidskatten på bränslekonsumtionen), och därför är det viktigt att (som nu görs) uttryckligen exkludera koldioxid från styrmedlets ”paljett” av politiska mål. Det är också viktigt att koldioxidfrågan helt läggs åt sidan vid beslut om en differentiering av skatten.

Eftersom såväl svenska som utländskt registrerade tunga lastfordon föreslås vara kilometerskattepliktiga bör det kunna skapas goda förutsättningar för att de mest relevanta aktörerna som transporterar gods på väg är med i systemet. Det skall dock betonas att styrmedlet endast gäller godstrafik *på väg*, och inkluderar således inte *all* godstrafik och ej heller andra sektorer där liknande miljöeffekter uppstår.<sup>42</sup> En möjlig fördjupningsstudie skulle således kunna utgöras av en övergripande analys av åtgärdskostnader för att (exempelvis) reducera utvalda utsläpp av hälsofarliga ämnen, och grovt sett försöka avgöra om sektorn ”godstrafik på väg” utgör en lågkostnadssektor i sammanhanget.

### 5.3.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?

Eftersom kilometerskatten ska differentieras efter bl.a. vikt och motorstandard är inte det enkla marginalkostnadsvillkoret uppfyllt, men detta motiveras av att miljöeffekterna inte är homogena jämfört över olika fordon. En viktig fråga för kostnadseffektivitetsanalysen är således hur väl en sådan differentiering reflekterar de externa effekter som styrmedlet ska internalisera. Eftersom det inte finns något definitivt förslag till differentiering kan vi inte analysera denna fråga i detalj, men några generella punkter förtjänar att lyftas fram.

En fara med styrmedel som inte styr direkt mot problemet utan i stället använder en ”proxy” för problemet och sedan styr mot denna, är naturligtvis att kopplingen mellan problemet och ”proxyn” är för svag. En kilometerskatt som är differentierad efter fordonets vikt ger ”endast” ett incitament att minska vikten samt minska på transportavståndet, och miljövinster är således bieffekter vars storlek helt beror på dess koppling till vikt och avstånd. Differentieringen efter motorers miljöklass är ett sätt för prissättningen att komma närmare de faktiska externa effekterna från utsläpp som skadar miljö och hälsa (jämfört med att bara differentiera efter vikt). En fördel från ett praktiskt perspektiv med denna ”proxy” är att motorers miljöklass är en befintlig uppgift i fordonsregistret och att motorers miljöklass väl, om än ej perfekt, korrelerar med faktiska utsläpp.<sup>43</sup> Utredarna argumenterar för att det finns ett fullgott samband mellan de negativa externa effekterna å den ena

---

<sup>42</sup> Se kapitel 8 i SOU 2004:76 för en presentation av hur Godstransportdelegationen behandlar frågan om kostnadsansvaret utifrån ett trafikslagsövergripande perspektiv.

<sup>43</sup> En fara med att endast inkludera fordon med en vikt över 3.5 ton är att vi (allt annat lika) får visserligen mindre – men också *fler* – fordon på vägarna, och det är inte givet vilka nettoeffekterna på de externa effekterna då blir.

sidan och transportavståndet och kriterierna för skattens differentiering å den andra. Detta beror bl.a. på att de externa effekter såsom trafikolyckor och trängsel inte direkt beror av t.ex. bränsleanvändningen utan till stor del på trafikarbetets omfattning och tidsmässiga och geografiska förläggning. Externa olyckskostnader kan också förväntas samvariera med fordonsvikt.

I studien *Kilometerbaserade vägavgifter* har Institutet för transportforskning (TFK) (2003) på uppdrag av Naturvårdsverket analyserat miljöeffekter och en del andra konsekvenser av en marginalkostnadsbaserad avgift per kilometer (alltså en styrmedelsutformning jämförbar med en kilometerskatt). Beträffande miljöeffekterna är dessa beroende av främst nivå och differentiering av kilometerskatten, samt vilken merkostnad det är att välja en bättre miljöklass. Som en följd av en kilometerskatt förväntas också överflyttning till andra transportslag att ske. Totalt förväntas utsläppen av kväveoxider (ett av de utsläpp som regleras genom miljöklasser) från godstransport att minska med mellan 2-8 procent eller 700-2440 ton. Detta visar att det finns en koppling mellan styrmedlets inriktning samt utvalda miljöeffekter, men detta resultat i sig ger ingen vägledning om hur en ”optimal” differentiering ser ut.<sup>44</sup> Studien visar dock också att genom överflyttning från lastbil till sjöfart medför kilometerskatten negativa effekter genom en ökning av svavelutsläppen motsvarande ca 2-10 procent (eller 100-480 ton). Denna ’läckageeffekt’ är speciellt bekymmersam ur kostnadseffektivitetssynpunkt om kostnaderna för att åtgärda dessa överlag är lägre inom sjöfarten.

Tidsperspektivet är centralt för bedömningen av kostnadseffektiviteten. Detta beror i det aktuella fallet på ett flertal faktorer:

- Möjligheten till anpassningar till styrmedlet ökar på sikt (t.ex. investeringar i nya fordon, långsiktig planering av centrallager och lastningsterminaler).
- Det finns mycket stora investeringskostnader för att systemet skall kunna implementeras, vilka vid ett kort tidsperspektiv väger väldigt tungt (se också nedan).
- Samhällsekonomiska vinster av potentiella, ytterligare, differentieringsgrunder (t.ex. rum och tid) finns inte på kort sikt.
- Vissa kostnader, för bl.a. teknik, kan förväntas sjunka på sikt.

För berörda företag innebär kilometerskatten direkta anpassningskostnader i form av bl.a. resurser för montering av nödvändig utrustning, eventuella förändringar i transportlösningar, transaktionskostnader vid skatteinbetalning etc. I många fall innebär ett stort behov av lastbilstransporter att det också finns goda möjligheter för de skattskyldiga (fordonsägarna) att övervältra skattekostnaden på senare led i form av högre

---

<sup>44</sup> Samma studie visar också att koldioxidutsläppen förväntas minska med mellan 2 och 7 procent (motsvarande 130 000-482 000 ton).

priser och/eller lägre löner. Övervältringen medför också att incitament skapas för senare led till att anpassa sig till kostnadsökningar som en följd av kilometerskatten. Dessa är dock svåra att uppskatta storleken på.

### 5.3.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning

Enligt Vägtrafikskatteutredningen uppgår kostnaderna för den specifika uppborädsmetod för kilometerskatt som föreslås till 1 290 miljoner kronor initialt. De stora posterna är fordonsutrustning, fasta installationer på vägnät och centralsystem, vilka tillsammans står för 1 100 miljoner kronor. Dessa har dock karaktären av engångskostnader, men väger på så sätt också mycket tungt vid bedömning av kostnadseffektiviteten på kort sikt. På sikt sjunker de årliga kostnaderna för att administrera systemet.

Kilometerskattens kostnadseffektivitet kommer att i hög grad avgöras av hur väl man lyckas differentiera skatten så att den så långt det är möjligt ”prickar in” de relevanta externa effekterna, t.ex. genom att på sikt genomföra en differentiering mellan tätort och glesbygd. Förekomsten av flera mål (och där prioriteringen dessa emellan är oklar) försvårar dock detta; en differentiering som är väl anpassad för att hantera exempelvis miljö- och hälsoeffekter av utsläppen av kvävedioxid kanske inte alls passar för att samtidigt effektivt styra bort från trängseffekter.

## 5.4 Det lokala investeringsprogrammet (LIP)

Det s.k. lokala investeringsprogrammet (LIP) har inneburit att svenska kommuner (tillsammans med andra lokala aktörer) kunnat ansöka om statliga bidrag för att genomföra investeringar som bidrar till bättre miljö och ökad sysselsättning. Bidrag beviljas endast till grundinvesteringen och inte till löpande kostnader eller underhåll. Bidrag beviljas dessutom endast för en del av den miljörelaterade investeringskostnaden (vilken avser de merkostnader som är nödvändiga för att uppnå de avsedda miljöeffekterna). I sina ansökningar definierar kommunerna själva vilka kostnader som skall räknas som ”miljörelaterade”. En förhållandevis stor andel av bidragen har gått till att finansiera klimatinriktade projekt. I avsnitt 3.2 diskuterades tidigare utvärderingar och analyser av det s.k. LIP-stödet, och vi ska därför här försöka att undvika att upprepa denna diskussion. Det finns dock ett värde i att se hur en översiktlig analys av LIP-stödets kostnadseffektivitet utifrån vår lathund kan utformas.

### 5.4.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar

LIP-stödet har sannerligen en ”bred måltavla”; ”miljö” och ”sysselsättning” inkluderar många saker och principen ”ett mål – ett styrmedel” gäller således inte alls i detta fall. Om vi nöjer oss med att utgå från det miljörelaterade



målet<sup>45</sup> uppstår dock ytterligare frågor som: (a) vilka specifika miljöeffekter bör beaktas; samt (b) skall vi betrakta styrmedlet som primärt ”teknikstödjande” eller som ”utsläppsreducerande”? Svaren på dessa frågor är av central betydelse för bedömningen av styrmedlets förmåga att främja kostnadseffektivitet. Svaret på den första frågan är nog att alla ”viktiga” miljöeffekter bör beaktas; utifrån utvärderarens perspektiv är det naturligtvis olyckligt att stödet har så många mål, men nu är det så och det går inte att bortse helt ifrån detta i utvärderingen. Svaret på den andra frågan är svårfunnet; det finns inte mycket i de centrala policydokumenten (t.ex., SFS 1998:23) som tyder på att stödet skulle ha ett explicit ”teknikstödjande” motiv, och i praktiken har LIP-stöd getts till en flora av disparata miljöprojekt såsom exempelvis omläggning av kollektivtrafiken, utbildningsinsatser etc.<sup>46</sup> Vi kommer därför att utgå från att stödets primära mål är reduktionen av miljöfarliga utsläpp. Vår diskussion utifrån lathunden kommer att fokusera på koldioxid men – återigen – de andra utsläppen (svaveldioxid, kväveoxider etc.) måste också beaktas. Det marknadsmisslyckande som ligger till grund för analysen är således de externa kostnader som kan kopplas till dessa utsläpp. Det är också värt att notera att en stor del av de beviljade medlen har gått till projekt med en tydlig klimatinriktning (NV, 2003).

Det är kommunerna som söker LIP-stödet, men de kan också samarbeta med en rad andra aktörer kring det projekt/program som stödet gäller. LIP-stödet inriktar sig med andra ord inte på någon specifik sektor utan är nästan att betrakta som ett ”ekonomiövergripande” styrmedel. En viktig fråga för kostnadseffektivitetsanalysen blir då om de projekt som kommunerna söker stöd för är förhållandevis billiga jämfört med de projekt som det inte söks för. Annorlunda uttryckt, systemet inbjuder till en ”självelektion” bland kommunerna och då spelar kostnadsaspekterna en central roll i denna ”selektion”. I detta sammanhang har dock LIP-stödet den attraktiva egenskapen att det endast utgår för att täcka delar av de ”miljörelaterade” kostnaderna som är kopplade till projektets grundinvestering,<sup>47</sup> så det finns således ett inbyggt incitament att inte söka för projekt som är förhållandevis dyra. NV (2005) ger i sin analys stöd åt slutsatsen att de projekt som genomförts med LIP-stöd har *i genomsnitt* varit förhållandevis billiga jämfört med åtgärder som exempelvis stimulerats fram via koldioxidskatten (se avsnitt 3.3.2). Detta visar således att

<sup>45</sup> Sysselsättningsmålet har under programmets gång fått en alltmer begränsad betydelse (se t.ex. NV, 2005).

<sup>46</sup> Samtidigt skulle det vara motiverat att ha ett ”teknikstödjande” motiv för den typ av stöd som LIP utgör, men i så fall skulle också stödet behöva utformas på ett annat sätt. Framförallt skulle fokus behöva ligga mer på teknik-implementering och främst på de tekniker för vilka marknadsmisslyckandena behäftade med denna implementering var mest omfattande.

<sup>47</sup> Inget stöd har således utgått för att täcka de löpande driftskostnaderna. Med ”miljörelaterade” investerings-kostnader avses de merkostnader som är nödvändiga för att uppnå de avsedda miljöeffekterna. Kommunerna har själva i sina ansökningar definierat vilka kostnader som är att betrakta som ”miljörelaterade”.

stödet lyckats pricka in aktörer med låga reduktionskostnader, men det visar inte att det uppmuntrat till en kostnadseffektiv fördelning av aktiviteterna mellan aktörerna.

En viktig orsak till den relativt höga ”bidragseffektiviteten” i stödet är att det i hög grad gått till att subventionera åtgärder inom sektorer med nedsatt (eller ingen) koldioxidskatt. Ett problem med detta är att samma sektorer fr.o.m. januari 2005 också ingår i det nya europeiska handelssystemet för koldioxid. Detta medför en betydande risk att LIP endast leder till att utsläppsrätter frigörs som sedan kan säljas på den europeiska marknaden; inga positiva nettoeffekter på koldioxidutsläppen uppstår i så fall. Riskerna för kolläckage är med andra ord betydande (se också Carlén, 2005). Då LIP infördes 1998 var det naturligtvis inte på långt när klart att handelssystemet skulle införas nu (2005), men effekterna av handelssystemet måste beaktas vid en grundlig utvärdering av LIP-stödet. Eftersom LIP-stödet har gått till så många olika aktörer finns det nog risk för ineffektiv ”dubbelstyrning” även på andra håll,<sup>48</sup> men vår bedömning är att effekterna av handelssystemet är de som är mest centrala att utvärdera i mer detalj.

#### 5.4.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?

Det är inledningsvis viktigt att konstatera att betraktat som ett ”utsläppsreducerande” styrmedel har LIP kostnadseffektiva egenskaper i det att det är generellt och gynnar en rad olika typer av åtgärder. Det finns också en poäng med den starka lokalförankringen; de lokala aktörerna är ofta de som bäst vet vilka åtgärder som är billigast och mest effektiva. Men eftersom stödet delas ut på basis av kommunernas ansökningar – som i sin tur listar en rad olika (påstådda) miljöeffekter – går det inte att direkt svara på frågan om marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt. För att kunna svara på denna fråga krävs således en fördjupad analys av hur beslutsprocessen varit utformad då medlen delades ut. Som redan diskuterats i avsnitt 3.3.2 existerar en sådan analys av Vredin-Johansson (2004). Det finns ingen *explicit* ”fördelningsnyckel” mellan olika mål i LIP (se t.ex. NV, 2003), men Vredin-Johansson utgår från att det finns en *implicit* beslutsregel om hur storleken på medlen ska relatera till påstådda miljö- och sysselsättningseffekter. På så sätt kan hon med hjälp av ekonometriska metoder exempelvis visa hur mycket extra stöd som (implicit) ges till ett projekt som reducerar koldioxidutsläppen med en extra enhet (dessutom under antagandet att alla andra effekter hålls konstanta). Hennes resultat visar att i praktiken har de flesta aktörer inom LIP (baserat på de data som redovisas i ansökningarna) mötts av en gemensam ”prislapp” på koldioxidutsläppen.

---

<sup>48</sup> För de sektorer/aktörer som redan betalar en betydande koldioxidskatt finns redan ett tydligt incitament att vidta utsläppsreducerande åtgärder, och det finns således en risk för att dessa aktörer söker subventioner för projekt som de ändå skulle ha genomfört. Om så är fallet har vi ett typiskt fall av ineffektiv ”dubbelstyrning”.

Vi har redan illustrerat att risken för dubbelstyrning och kolläckage inte innebär att det statiska marginalkostnadsvillkoret utgör ett tillräckligt villkor för kostnadseffektivitet. Till detta kan läggas möjligheten att olika normer och regeltillämpningar i olika kommuner kan snedvrída åtgärdsmonstren. Detta är inte minst viktigt då det gäller olika energirelaterade projekt för vilka kommunerna har en betydande beslutsmakt. Enligt vår bedömning är detta ett större problem i elcertifikatsystemet (se avsnitt 5.2), men en fördjupad analys av denna risk kan vara befogad.

#### 5.4.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning

Inom ramen för denna studie har inga försök att bedöma systemets transaktionskostnader gjorts, och det är anmärkningsvärt att Naturvårdsverkets utvärdering av LIP (NV, 2005) inte kommenterar denna del av kostnadseffektivitetsanalysen. Eftersom LIP bygger på ett ansökningsförfarande, är det rimligt att anta att betydande resurser (mätt i absoluta termer) gått åt för att ta fram och granska ansökningarna, och även sedan för att följa upp resultaten. Även om dessa kostnader kanske inte varit speciellt höga i förhållande till de effekter som LIP medfört, är det troligt att dessa är högre än motsvarande kostnader för att exempelvis administrera koldioxidskatten. Samtidigt bör det också påpekas att den sökprocess som ansökningsförfarandet initierar på kommunnivå också kan ha ett värde i sig; det stimulerar tjänstemän och politiker till att uppmärksamma miljöfrågor och identifiera möjliga miljöåtgärder. Detta kan få positiva långsiktiga effekter på kommunens miljöarbete.

Överlag kan vi konstatera att LIP-stödet som sådant verkar vara utformat på ett sätt som i ganska hög grad främjar kostnadseffektivitet. De stora problemen berör dock inte så mycket styrmedlets utformning som sådan utan snarare svårigheterna att mäta de faktiska effekterna som följer av systemet. Inte minst är riskerna för kolläckage och ”dubbelstyrning” betydande, och det finns också (i det fall LIP skulle förlängas) ett behov av att utforma noggranna riktlinjer (för kommunerna) för att bedöma nivån på ”baseline” utsläppen (d.v.s. de utsläpp som hade skett utan stödet).

### 5.5 Stöd till introduktion av alternativa drivmedel

I en resolution den 18 juni 1998 krävde Europaparlamentet att marknadsandelen för biodrivmedel skulle öka till 2 % de kommande fem åren genom ett åtgärds paket som bl.a. omfattade skattebefrielse, finansiellt stöd till förädlingsindustrin och fastställande av en obligatorisk andel biodrivmedel för oljebolag. EU-kommissionen presenterade hösten 2001 ett förslag till en målsättning innebärande att andelen förnybara drivmedel ska uppgå till 2 procent år 2005 och 5.75 procent år 2010 (KOM(2001)547). Kommissionen presenterade också ett förslag till biodrivmedelsdirektiv samt förslag till ändring av direktiv 92/81/EG (dåvarande mineraloljedirektivet). Ändringen i

mineraloljedirektivet innebar att det skapades en möjlighet att tillämpa nedsatta punktskatter på vissa mineraloljor som innehåller bibränslen. Syftet med förslagen var att bidra till att unionens åtagande enligt Kyotoprotokollet kan uppnås och att minska EU:s importberoende i enlighet med kommissionens grönbok om försörjningstrygghet (KOM(2000)769). Under ett ministermöte sommaren 2002 kom länderna överens om att målen till 2005 och 2010 inte skall vara bindande för EU:s stater. Under våren 2003 arbetade kommissionen, rådet och Europaparlamentet fram ett direktiv (2003/30/EG) om främjande av användningen av biodrivmedel eller andra förnybara drivmedel (biodrivmedelsdirektivet) av den 8 maj 2003. Direktivet innebär att medlemsländerna skall verka för att vissa andelar av den totala försäljningen av bensin eller diesel ska utgöras av biodrivmedel, men föreskriver däremot inte på vilket sätt medlemsländerna ska främja användningen av biodrivmedel. Utifrån dessa referensnivåer skall varje land sätta egna indikativa mål. Ett antal kriterier anges för att fastställa dessa nationella mål. Målen får avvika från referensnivåerna om detta kan motiveras utifrån ett medlemslands begränsade potential för produktion av biomassa, eller de resurser som används för produktion av biomassa för andra energiändamål. Enligt direktivet skall medlemsstaterna senast den 1 juli varje år rapportera till kommissionen om vidtagna åtgärder för att främja biodrivmedel och andra förnybara drivmedel.

I budgetpropositionen för år 2002 presenterade den svenska regeringen en skattestrategi för alternativa (koldioxidneutrala) drivmedel, som innebar att skattenedsättning medgavs antingen via pilotprojekt (befrielse från både energi- och koldioxidskatt) eller genom en generell koldioxidskattebefrielse för koldioxidneutrala drivmedel. I juli 2003 tillsatte regeringen en utredning som bland annat fick till uppgift att se över möjligheten att införa någon form av drivmedelscertifikat (s.k. gröna certifikat) för att främja introduktion av förnybara fordonsbränslen och att med förtur utreda frågan om skyldighet för bensinstationer att tillhandahålla minst ett förnybart fordonsbränsle 2005.<sup>49</sup>

#### 5.5.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar

Genom budgetpropositionen för år 2004 utvecklades skattestrategin ytterligare, och koldioxidneutrala drivmedel befriades från både energi- och koldioxidskatt fr.o.m. år 2004. Sammanlagt har regeringen avsatt 900 miljoner kronor per år för att skattesubventionera biodrivmedel och för att underlätta för pilotanläggningar. Målet med regeringens skattestrategi var att stimulera utveckling och introduktion i större skala av alternativa drivmedel för motordrivna fordon. Sveriges nationella mål (fr.o.m. 2005) är att biodrivmedel och andra förnybara drivmedel utgör minst 3 procent av den totala användningen av bensin och diesel för transportändamål beräknat på energiinnehåll (Prop. 2004/05:1, s. 43).

---

<sup>49</sup> Utredningen lämnade ett första delbetänkande (SOU 2004:4) i februari 2004, och slutbetänkandet presenterades i januari 2005 (SOU 2004:133).

Vår samhällsekonomiska tolkning av denna politiska målsättning är att styrmedlet har en ”teknikstödande roll”, och således i första hand införs för att lyfta fram de positiva externa effekterna som är kopplade till introduktionen av nya drivmedel. Även om det här inte handlar explicit om en ny teknik är situationen mycket likartad. Spridningen av nya produkter förutsätter att skalfördelar i infrastruktur och FoU utnyttjas på ett bra sätt, och investeringar i dessa aktiviteter är ofta omfattande och långsiktiga. Styrmedlet bör med andra ord i första hand utvärderas utifrån dess förmåga att kostnadseffektivt introducera alternativa bränslen.

Det är värt att notera att även på längre sikt är regeringens mål att koldioxidneutrala drivmedel ska ha de skattevillkor som krävs för en bred introduktion av sådana bränslen på marknaden. Regeringen har också föreslagit att förmånsbeskattade bilar som körs på miljövänligt bränsle eller teknik får fortsatta skattelättnader till 2008. Detta styrmedel skall dock primärt ses som ett incitament till att introducera alternativbränslefordon, och sekundärt som ett stöd till introduktionen av alternativa drivmedel.<sup>50</sup> Av denna anledning utgör detta nyligen föreslagna styrmedel ett komplement snarare än ett substitut till det som står i fokus här.

Det föreslås ibland att ett bredare styrmedel skulle kunna vara stöd till alternativ energi för uppvärmningsändamål, i vilken drivmedel är en delmängd. I det bredare perspektivet kan det då visa sig att en ökad användning av koldioxidneutrala drivmedel inte är ett kostnadseffektivt sätt att minska koldioxidutsläppen (se t.ex. Azar m.fl., 2000). Styrmedel för introduktion av alternativa drivmedel kan dock, som en följd av strävan att uppnå mål om viss självförsörjningsgrad, också ge minskade koldioxidutsläpp. Dessa utsläppsminskningar är dock sannolikt något dyrare än vad som hade varit nödvändigt sett från ett klimatpolitiskt perspektiv.<sup>51</sup> Styrmedlets kostnadseffektivitet bör analyseras med hänsyn till vilket mål det har och till vilket marknadsmisslyckande som ska hanteras. Eftersom målet är att introducera alternativa drivmedel och det dessutom finns en naturlig koppling till förekomsten av positiva externa effekter, är det rimligt att kostnadseffektivitetsanalysen utgår från detta.

### 5.5.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?

Är då nuvarande skattesubvention kostnadseffektiv sett endast till utsläppsminskningar i drivmedelssektorn? För att målet om att alla aktörer

---

<sup>50</sup> Vid sidan om dessa skattereduktioner har STEM organiserade stödprogram till forskning och utveckling kring processer för drivmedelsproduktion; sammanlagt uppgår det stöd till cirka 400 miljoner under en tioårsperiod.

<sup>51</sup> Det kan i sammanhanget noteras att om motivet ”självförsörjningsgrad” skall ses i ett nationellt eller i ett EU-perspektiv, kan importen av vinetanol från bl.a. Brasilien ifrågasättas. I bland nämns också att behovet av alternativa drivmedel kan förstås utifrån säkerhetspolitiska skäl, och att europeiska bränslen kan vara att föredra framför bränslen från Mellanöstern, vilket i så fall kan förklara import från länder utanför EU.

skall mötas av en gemensam ”prislapp” för varje energienhet av alternativt drivmedel bör stödet vara utformat i termer av kronor per kWh, och detta stöd skall vara lika för olika typer av alternativa drivmedel. Genom den totala och likformiga punktskattebefrielsen av koldioxidneutrala drivmedel inom ramen för lagen (1994:1776) om skatt på energi uppnås detta. Är detta också ett *tillräckligt* villkor? Anledningen till att det inte skulle vara tillräckligt är den eventuella förekomsten av teknologiska läroeffekter och snedvridningar för *olika* alternativa drivmedel.

Inom ramen för denna studie har ingen analys gjorts avseende möjliga teknologiska läroeffekter för, och storleken av eventuella snedvridningar mellan, olika drivmedel. Det är dock rimligt att tro att en subventionsstrategi som gynnar en speciell typ av alternativbränsle snarare skapar än minskar snedvridningar i valet mellan vilket bränsle som marknadens aktörer kan förväntas satsa på. Å andra sidan, om ett extra gynnande av något av de alternativa drivmedlen görs p.g.a. av att det förväntas ha avsevärda läroeffekter just för produktionen av detta drivmedel kan detta ändå vara motiverat.

Det finns också institutionella faktorer som riskerar att orsaka snedvridningar mellan olika alternativa drivmedel. Svenska Petroleum Institutet (2003) har gjort en sammanställning av olika aktörers målsättningar och situationen avseende introduktion och användning av förnybara drivmedel i transportsektorn. I Institutets rapport pekas det bland annat på att det finns en risk för att lagkrav på att bensinstationer skall tillhandahålla förnybart bränsle i koncentrerad form leder till alltför ensidiga investeringar som skulle gynna E85 och därmed begränsa alternativa satsningar från oljebolagen (t.ex. syntesgas, biogas, vätgas). Detta visar på ett dilemma då det gäller stöd till ny teknik. Styrmedel som syftar till att bryta upp s.k. ”teknologisk inlåsning” (s.k. ”technological lock-in”) riskerar att skapa nya ”inlåsningar” och kanske hindra (på sikt) än mer effektiva alternativ från att träda in på marknaden.

I sammanhanget skall också nämnas det system för gröna drivmedelcertifikat som föreslogs av *Utredningen om förnybara fordonsbränslen* (SOU 2004:133) för att stimulera en ökad användning av förnybara bränslen. Drivmedelcertifikatsystemet är ett styrmedel för att nå en viss andel biodrivmedel och kan då på sikt ersätta nuvarande skattebefrielse. Systemet med certifikat syftar till långsiktigt stabila ekonomiska spelregler och skapar konkurrens mellan olika förnybara drivmedel. Det torde också vara ett (statiskt sett) kostnadseffektivt styrmedel för utveckling och produktion av förnybara fordonsbränslen. Utredaren föreslår också en satsning på forskning, utveckling och demonstration. Detta är, enligt utredaren, en viktig del i en framtida strategi eftersom ekonomiska incitament kan leda till en prioritering av drivmedel som kortsiktigt finns tillgängliga och som i dag ger den lägsta merkostnaden i förhållande till bensin och dieselolja. Dessa drivmedel är inte nödvändigtvis ”bäst” på lång sikt. Den forskning som bedrivits inom området förnybara fordonsbränslen har minskat kraftigt de senaste åren och det behövs

en förnyad stor satsning inför det tekniskifte som det innebär att gå från traditionella fossila till koldioxidneutrala bränslen.

### 5.5.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning

De administrativa kostnaderna bör vara förhållandevis låga avseende punktskattebefrielsen, medan de som är kopplade till valet av subventionsstrategi kan vara relativt höga. Att de administrativa kostnaderna för subventionsstrategi bedöms som omfattande beror på svårigheterna med att välja projekt (där valet inkluderar *ex ante* utvärderingar samt en kartläggning av behovet av kompletterande styrning utöver likformiga skattesubventioner).

I en övergripande bedömning kan konstateras att den befintliga skattestrategin med skattesubventioner av koldioxidneutrala drivmedel är kostnadseffektiv på kort sikt (statisk kostnadseffektivitet). Det kan dock finnas ett behov av att se över de institutionella förhållandena som styr valet av drivmedel för att undvika att introducera nya inlåsnings effekter. Fler forsknings- och utvecklingsinsatser bedömer vi också som nödvändiga för att bättre förstå vilka drivmedel som på sikt har den bästa potentialen.

## Kapitel 6

# KOLDIOXIDSKATTENS KOSTNADSEFFEKTIVITET: ÄR SEKTORSDIFFERENTIERINGEN ETT PROBLEM?

### 6.1 Inledning

De huvudsakliga motiven till att i mer detalj studera kostnadseffektiviteten hos den svenska koldioxidskatten är att:

- den är ett av de viktigaste styrmedlen inom klimatpolitiken.
- den framhålls ofta som ett kostnadseffektivt styrmedel för att uppnå uppsatta utsläppsmål inom klimatområdet.
- det finns relativt god kunskap om dess effekter genom tidigare utvärderingar (men relativt få av dessa fokuserar explicit på kostnadseffektivitet).
- det är möjligt och t.o.m. lämpligt att genom EMEC modellen (Environmental Medium term EConomic model), Konjunkturinstitutets statistiska allmän jämviktsmodell, utvärdera de samhällsekonomiska kostnaderna av koldioxidskatten på lång sikt (se nedan).

Kapitlet följer den ”lathund” som presenterades i kapitel 4. I avsnitt 6.2 presenteras en översiktlig analys av koldioxidskattens kostnadseffektivitet, och här behandlas också i viss mån betydelsen av införandet av utsläppsrättshandeln inom EU. Eftersom koldioxidskatten är ett styrmedel som påverkar många sektorer i ekonomin, samt det faktum att EMEC är lämplig att använda för analyser av de totala samhällsekonomiska konsekvenserna när alla ”ekonomiövergripande” anpassningar till styrmedlet har skett, presenteras i kapitlet en EMEC-analys av koldioxidskattens kostnadseffektivitet. Denna fördjupade analys fokuserar i första hand på frågan om koldioxidskattens sektorsindelning hämmar kostnadseffektiviteten. I avsnitt 6.3 ges en kort beskrivning av EMEC, inklusive några korta sammanfattningar av vilka analyser EMEC tidigare använts till, samt hur modellen kan användas i framtida analyser. Sedan följer i avsnitt 6.4 en numerisk analys av den långsiktiga kostnadseffektiviteten i den nuvarande differentieringen av koldioxidskatten mellan hushåll och näringsliv. Avsnitt 6.5 diskuterar kort MARKAL, en modell som har använts för att analysera kostnadseffektiviteten hos koldioxidskatten, och jämför denna modellansats med EMEC. Syftet med detta avsnitt är bl.a. att förtydliga vilka typer av frågor avseende styrmedels kostnadseffektivitet som bör analyseras med olika modellansatser, samt klargöra på vilket sätt de olika modellansatserna kan komplettera varandra. Slutligen, i avsnitt 6.6, görs en övergripande bedömning av kostnadseffektiviteten i koldioxidskatten, och vilka möjligheter det kan finnas



för att ytterligare förbättra kostnadseffektiviteten i den svenska klimatpolitiken.

## 6.2 Koldioxidskattens kostnadseffektivitet: en översiktlig analys

### 6.2.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar

Riksdagen fattade våren 1999 ett beslut om att tillämpa femton nationella miljö kvalitetsmål (se bl.a. Prop. 1997/98:145). Ett av dessa mål är *begränsad klimatpåverkan*, som innebär att halten klimatpåverkande gaser skall stabiliseras på en nivå som är lägre än 550 ppm i atmosfären.<sup>52</sup> År 2050 bör utsläppen för Sverige sammantaget vara lägre än 4.5 ton koldioxidekvivalenter per år och invånare. Detta kan jämföras med nuvarande nivå som ligger på cirka 7.9 ton koldioxidekvivalenter per år och invånare. Den 31 maj 2002 ratificerade EU och alla dess medlemsstater Kyotoprotokollet, och i enlighet med detta har EU åtagit sig att minska sina utsläpp av växthusgaser med 8 procent (jämfört med utsläppsnivån 1990) under första åtagandeperioden 2008-2012. Detta reduktionsmål delas mellan medlemsstaterna i enlighet med en rättsligt bindande överenskommelse om bördefördelning<sup>53</sup> där nationella utsläppsmål fastställs. Sveriges utsläppsmål är enligt denna bördefördelning +4 procent. Sverige har dock därefter, genom ett beslut i riksdagen, på eget initiativ skärpt det nationella utsläppsmålet till minus 4 procent jämfört med 1990. Utsläppsmålen (minus 8 procent för EU genom ratifikation av Kyotoprotokollet och minus 4 procent för Sverige) verkar dock inte kunna uppnås utan koordinerande åtgärder.

Ett av de viktigaste klimatpolitiska styrmedlen för Sverige är koldioxidskatten, som introducerades år 1991. Koldioxidskatten har därmed använts långt innan utsläppshandeln inom EU trädde i kraft år 2005, och den introducerades t.o.m. innan Rio-konferensen 1992 där ramkonventionen om kontroll av växthusgaser togs fram. Koldioxidskatt utgår för de bränslen som anges i lagen (1994:1776) om skatt på energi. Koldioxid är också den viktigaste av växthusgaserna i betydelsen att den bidrar mest till den totala påverkan på klimatet, vilket gör att koldioxidskatten är central i den svenska klimatpolitiken. Genom att koldioxidskatten ökar priset på fossila bränslen (utifrån kolinnehållet) skapar den incitament att minska utsläppen av koldioxid. Skatten är ett medel för att få till stånd de beteendeförändringar som behövs för att nå det politiskt uppsatta utsläppsmålet för koldioxid. Det marknadsmisslyckande som skall rättas till är således de externa kostnader som är kopplade till dessa utsläpp; styrmedlet bör därför också i första hand ses som ”utsläppsreducerande” och därför heller inte kopplas till specifika åtgärder och teknologier utan snarare betraktas som ett ”komplement” till explicit ”teknikstödjande” styrmedel, såsom elcertifikatsystemet. Eftersom de flesta

<sup>52</sup> Detta kan jämföras med den nuvarande koncentrationen på ca 370 ppm och 280 ppm år 1750. Eftersom klima-tet förändras långsamt har vi dock ännu inte sett effekterna av de utsläpp som redan skett (Watson, 2001).

<sup>53</sup> Rådets beslut 2002/358/EG av den 25 april 2002.

aktörer och sektorer i den svenska ekonomin på något sätt orsakar koldioxidutsläpp är det viktigt – ur kostnadseffektivitetssynpunkt – att skatten tillämpas så brett som möjligt.<sup>54</sup>

På grund av dess ekonomiövergripande egenskaper finns det dock starka samband med många andra styrmedel och mål och det är viktigt att klargöra dessa relationer. Det är bl.a. viktigt att påpeka att även om det primära målet med koldioxidskatten är reduktion av koldioxidutsläppen, kan denna styrning också bidra till uppfyllandet av andra miljömål. Eftersom förbränning av fossila bränslen också medför andra utsläpp har koldioxidskatten en påverkan på exempelvis utsläppen av svaveldioxid, partiklar och kväveoxider. I en samhällsekonomisk analys kan det vara av stor betydelse att dessa ”sekundära” miljövinster beaktas. Östblom och Samakovlis (2004) visar hur klimatpolitikens samhällsekonomiska kostnader överskattas om man bortser från de positiva hälsoeffekterna som följer av minskade kväveoxidutsläpp.

Det finns en rad faktorer utöver koldioxidskatten (och andra klimatpolitiska åtgärder) som kan öka kostnaden för att använda fossila bränslen. Några exempel på detta är stigande oljepriser (t.ex. genom karteller, ökande knapphet på olja), höjda energiskatter, och höjd moms.<sup>55</sup> Även om det kan vara svårt att föreställa sig att klimatmålen nås utan klimatpolitiska åtgärder kan det vara värt att fundera över huruvida förändringar av priset på fossila bränslen, som sker oberoende av klimatpolitiken, bör påverka nivån på koldioxidskatten. Den korrekta nivån på koldioxidskatten, d.v.s. den nivå som gör att utsläppsmålen för koldioxid nås, är beroende av prisbilden i övrigt.

Eftersom utsläppsreduktioner är förknippade med kostnader är det inte samhällsekonomiskt försvarbart att ha en för hög koldioxidskatt, och om utsläppsmålen nås utan koldioxidskatten (t.ex. genom utsläppshandel) behövs inte denna. Idag har dock Sverige svårt att nå de kortsiktiga klimatpolitiska målen trots den befintliga koldioxidskatten. Utifrån kostnadseffektivitetssynpunkt är det svårt att se ett alternativ till koldioxidskatten, med visst förbehåll om möjligheterna att utsläppshandeln på sikt kan ersätta koldioxidskatten. Att nivån på koldioxidskatten ändå bör relateras till den övriga prisbilden och möjligen justeras efter denna skall dock inte uteslutas. En viktig del av prisbilden är också den s.k. energiskatten.

Koldioxidskattens nära koppling till energiskatten försvårar en utvärdering av koldioxidskattens kostnadseffektivitet.<sup>56</sup> Energiskattens syfte

---

<sup>54</sup> Som vi ska se i avsnitt 6.4, behöver dock inte detta innebära att alla aktörer och sektorer ska betala samma skatt per kg för sina utsläpp.

<sup>55</sup> Även om en allmän höjning av momsen inte påverkar relativpriserna, kan det inte uteslutas att en sådan förändring ändå kan påverka konsumtionen av fossila bränslen relativt andra varor, bland annat beroende på att efterfrågan på olika varor är olika känsliga för inkomstförändringar.

<sup>56</sup> Carlén (2004b) beskriver ur ett samhällsekonomiskt perspektiv hur uppskattningar av klimatpolitiska kostnader påverkas av antaganden om huruvida energiskatten ses som en miljöstyrande eller en fiskalt motiverad skatt.

har i huvudsak varit att generera intäkter till staten. Beträffande styrning mot effektivare och lägre användning av fossila bränslen har energi- och koldioxidskatten dock mycket likartade effekter. Detta beror på att energiinnehållet till avgörande del bestäms av kolinnehållet, vilket är basen för koldioxidskatten. Energiskatten kan utifrån ett s.k. optimalt beskattningsperspektiv<sup>57</sup> motiveras av att användningen av fossila bränslen är relativt okänslig för prisförändringar, vilket innebär att en sådan skatt i relativt liten utsträckning stör marknadens funktionssätt. Men i och med att energiskatten i princip beskattar kolet i bränslen, om än ej lika likformigt som koldioxidskatten, skapar den också incitament till utsläppsreduktioner. Koldioxidskatten kan därför sägas ”fylla på” det ekonomiska incitament som ges av energiskatten.<sup>58</sup>

Den generella koldioxidskattesatsen har ökat från 25 öre per kg år 1991 till 91 öre per kg år 2004 (dock med reduktioner för vissa sektorer och användningsområden). Även om summan av energi- och koldioxidskattesatsen mellan 1991 och 1999 har ökat markant, har de senaste årens (2000-2004) höjningar av koldioxidskatten motsvarats av nästan lika stora sänkningar av energiskatten. Koldioxidskattens relativa tyngd har därmed ökat. Eftersom samhällets beroende av energi är stort, och det tar tid att ställa om energisystemen, genererar dessa skatter avsevärda intäkter. Genom budgetpropositionen för år 2004 blev också koldioxidneutrala drivmedel helt befriade från *både* energi- och koldioxidskatt fr.o.m. år 2004 (se avsnitt 5.5).

Även om energi- och koldioxidskatternas relativa bidrag till utsläppsreduktioner har varierat över åren och motiven bakom de två skatterna skiljer sig åt, kan det konstateras att de sammantaget har bidragit till betydande utsläppsreduktioner. I den svenska nationalrapporten till Klimatkonventionen uppskattas med hjälp av MARKAL (se också avsnitt 6.5.1) att utsläppen av koldioxid har minskats med cirka fem miljoner ton koldioxidekvivalenter per år, som en följd av energi- och koldioxidskatterna (år 2000). Jämfört med andra

---

<sup>57</sup> Enligt detta synsätt är målsättningen att samhällets uppbörd av skatter skall ske till så låga samhällsekonomiska kostnader som möjligt. Allmänt sett skapar fiskala skatter en kil mellan vad som är privatekonomiskt och samhällsekonomiskt lönsamt, vilket leder till effektivitetsförluster. Om målet för staten är att generera en viss mängd skatteintäkter och att samtidigt störa marknadens resursallokering så lite som möjligt, bör varor vars efterfrågan är okänsliga för prisförändringar beskattas högst (se också avsnitt 2.8). Detta gör att energi är en intressant skattebas utifrån ett fiskalt perspektiv. Miljöskatter, såsom koldioxidskatten, skiljer sig från fiskalt motiverade skatter genom att de motiveras av att de skall korrigera för ett marknadsmisslyckande, och de kan därför allmänt sett sägas ”rättvrída” snarare än ”snedvrída” beteendet. Se Ramsey (1927), Diamond och Mirrlees (1971), och Mirrlees (1971) för tidiga bidrag och t.ex. Myles (1995) för en lärobok i offentlig ekonomi.

<sup>58</sup> För de flesta brukare av fossila bränslen spelar orsaken till prisförändringarna mindre roll, och det är därför det slutgiltiga priset för användning relativt tillgängliga substitut som spelar roll för bränslevalen. I de sektorer som idag betalar energi- och koldioxidskatt är det för många användare svårt att ersätta fossilbränsleanvändningen med annat. Så är exempelvis fallet inom transportsektorn. I värmesektorn är dock substitutionsmöjligheterna goda och här har en omfattande substitution till biobränsle skett under de senaste 10-15 åren (se t.ex. Wibe, 2001).

klimatpolitiska åtgärder står också dessa reduktioner för det klart största bidraget till de totala utsläppsreduktionerna under den studerade perioden. (NV, 2003; Ds: 2001:71).

Koldioxidskattens betydelse till trots är det svårt för Sverige att nå det uppsatta målet om 4 procents reduktion. En viktig förklaring till detta är att det samlade energi- och koldioxidskatteuttaget har varit för lågt för att målen skall nås, men att det är fullt möjligt att nå dessa mål genom högre skattesatser. Det är emellertid angeläget att förstå *varför* man ”misslyckats” med att justera skatterna. En högst rimlig och förståelig förklaring till mindre avvikelser från målet är att det är svårt att i praktiken finjustera koldioxidskatten, bl.a. beroende på att en sådan finjustering förutsätter en mycket god kunskap om hur beteendet påverkas av bland annat pris- och inkomstförändringar. Sådan kunskap finns till viss del,<sup>59</sup> men den kan inte anses vara så tillförlitlig och situationsspecifik att det går att med stor exakthet ”pricka in” de uppsatta målen.

En annan förklaring till att Sverige har svårt att nå utsläppsmålet är att de privata skattekostnaderna för att uppnå målet upplevs som alltför höga, vilket kan ta sig i uttryck genom lägre skattesatser. Det är naturligtvis fullt möjligt att även koldioxidskatten, trots att den har en incitamentsstruktur som ger goda förutsättningar för en hög kostnadseffektivitet, ändå medför höga totala kostnader för samhället.<sup>60</sup> Oron för alltför höga åtgärds kostnader för att minska koldioxidutsläppen har kanske framför allt varit stor avseende hur villkoren för konkurrensutsatt verksamhet i Sverige påverkas relativt konkurrerande verksamhet i andra länder. Detta har föranlett att energi- och koldioxidskattesystemet anpassats genom olika nedsättningsregler. En annan oro är de fördelningsmässiga konsekvenserna av koldioxidskatten (se t.ex. SOU 2003:2 för en analys av fördelningseffekterna av svensk miljöpolitik). Fördelningspolitiska mål och överväganden kan därmed fungera som en restriktion på möjligheten att använda koldioxidskatten i större omfattning. Koldioxidskatten är inte ett medel för att uppfylla de politiska målen ”konkurrenskraft” och/eller ”jämn inkomstfördelning”. Det är därför naturligt att andra medel i första hand används för att nå dessa mål. För vissa delar av industrin och för vissa socioekonomiska grupper är det dock svårt att hitta tillräckligt träffsäkra medel som kan kompensera för de kostnadsökningar som koldioxidskatten medför. Detta faktum kan också tjäna som en förklaring till att vissa justeringar av skattesatser görs, inklusive uteblivna höjningar, vilket kan resultera i svårigheter att nå uppsatta utsläppsmål. En sådan differentiering kan också påverka koldioxidskattens kostnadseffektivitet.

---

<sup>59</sup> Se Graham och Glaister (2002) för en översiktsartikel om pris- och inkomstelasticiteter för motorbränslen.

<sup>60</sup> Ett styrmedel som är kostnadseffektivt är ett styrmedel som säkerställer att ett visst mål nås till *lägsta möjliga* kostnad. Om målet dock är ambitiöst satt (inte minst i förhållande till andra politiska mål) kan dock kostnaden för den enskilde upplevas som för hög även om det inte går att uppfylla målet med billigare medel.

För globala miljöproblem är det samhällsekonomiskt motiverat att utsläppen från verksamheter som är utsatta för internationell konkurrens beskattas lindrigare än verksamheter i andra sektorer. Detta beror på förekomsten av kolläckage (Hoel, 1994, 2001), vilket innebär att vinsterna av utsläppsreduktioner i ett land försvinner genom utsläppsökningar i andra länder. I Nilsson (1999) används GEM-E3, en allmän jämviktsmodell som inkluderar länderna inom EU-15, för att studera hur den svenska ekonomin påverkas av en höjning av koldioxidskatten. Modellresultaten visar att vid en ensidig höjning av koldioxidskatten i Sverige ökade de sammanlagda utsläppen inom EU 15. Med andra ord orsakade minskningen av koldioxid i Sverige en höjning i övriga Europa som överskred minskningen i Sverige. I avsnitt 6.4 analyser vi i mer detalj – med hjälp av EMEC – hur en sektorsdifferentiering kan motiveras även utifrån ett nationellt perspektiv.

### 6.2.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?

Koldioxidskatten har den attraktiva egenskapen att den sätter ett ”pris” på varje utsläppsenhet, och den ger således ekonomins aktörer full flexibilitet då det gäller att hitta och vidta åtgärder som kan reducera utsläppen. Samtidigt gör dess ekonomiövergripande egenskaper att det inte alls är säkert att man bör tillämpa samma skattesats över hela ekonomin; bedömningen av skattens ”totala” kostnadseffektivitet måste således tas hänsyn till – och empiriskt utvärdera – konsekvenserna av olika sektorsindelningar samt relationen till andra styrmedel (det senare för att undvika risken för ”dubbelstyrning”).

Allmänt sett kräver varje politiskt mål åtminstone ett medel, men för att nå det uppsatta klimatmålet om -4 procent används flera styrmedel. Till viss del är detta motiverat (se bl.a. kapitel 2), även om det också komplicerar kostnadseffektivitetsanalysen. Eftersom utsläpp av växthusgaser är en global företeelse, och det från klimatförändringssynpunkt inte spelar någon roll var utsläppsreduktioner görs, innebär detta att åtgärder ur ett internationellt kostnadseffektivitetsperspektiv bör göras av det land (eller enskild privat eller offentlig aktör) som har de lägsta åtgärdskostnaderna. Genom utsläppsriktig handel förväntas de verksamheter som ingår i systemet göra utsläppsminskningarna där de är billigast, vilket innebär att marginalkostnadsvillkoret för de verksamheter som ingår uppfylls.

Den befintliga koldioxidskatten och införandet av utsläppshandel inom EU innebär att två medel används för att styra mot samma utsläppsmål (utifall de verksamheter som ingår i utsläppshandel också betalar koldioxidskatt). Det är dock ännu inte klart hur koldioxidskatten skall behandlas för de verksamheter som ingår i utsläppshandeln (t.ex. värmesektorn).<sup>61</sup> I det fall som koldioxidskatten kvarstår bär de handlande verksamheterna kostnader både

<sup>61</sup> Se kapitel 12 i FlexMex2-utredningens delbetänkande (SOU 2004:62) för utredningens överväganden och förslag om att ta bort koldioxidskatten för de anläggningar som omfattas av handelssystemet.

genom handelssystemet och koldioxidskatten. Ett högt totalt ”pris” för koldioxidutsläpp i den ”svenska” handlande sektorn medför att fler utsläppsreducerande åtgärder görs i Sverige. Om fler åtgärder inom den handlande sektorn är ett mål i sig med den dubbla styrningen får detta anses motiverat (dock ej kostnadseffektivt ur koldioxidreduktionssynpunkt). Eftersom fler åtgärder blir lönsamma i Sverige, även om de i jämförelse med åtgärder i andra länder är dyra, finns det möjlighet att sälja utsläppsrätter till verksamheter i andra länder, som då ökar sina utsläpp. Totalt innebär detta dock inte någon utsläppsreduktion inom handelssystemet.<sup>62</sup>

En samordning av koldioxidskatten och utsläppshandeln är nödvändig om marginalkostnadsvillkoret skall vara uppfyllt. Koordination i syfte att beakta marginalkostnadsvillkoret behövs för både den handlande respektive den icke-handlande sektorn i Sverige och för den handlande sektorn i Sverige respektive den handlande sektorn i övriga EU. För att marginalkostnadsvillkoret i ett statistiskt perspektiv skall vara uppfyllt i det senare fallet skall åtgärdskostnaden på marginalen för de aktörer som inte ingår i utsläppshandeln vara lika stor som för de som ingår i utsläppshandeln. Eftersom priset på utsläppsrätter kan förväntas förändras över tiden, måste också (teoretiskt sett) koldioxidskatten förändras för att marginalkostnadsvillkoret skall vara uppfyllt hela tiden. I praktiken kommer det dock vara svårt att anpassa koldioxidskatten efter förändringar i priset på utsläppsrätter.

Det bör dock betonas att i avsnitt 6.4 görs primärt en *ex post* utvärdering av koldioxidskattens kostnadseffektivitet, oberoende av den nyligen påbörjade utsläppshandeln. Det skall också understrykas att trots att marginalkostnadsvillkoret för reduktion av koldioxid inte är uppfyllt (på grund av sektorsindelningen), har koldioxidskatten dock egenskaper som gör att graden av kostnadseffektivitet trots allt bör vara hög. Det grundläggande skälet är att koldioxidskatten är ett marknadsbaserat styrmedel och skapar en gemensam prislapp för många aktörer, samt att det är ett generellt styrmedel. Detta innebär att koldioxidskatten kan förväntas driva fram utsläppsreduktioner på en bred front, och därmed stimulera såväl beteendeförändringar som teknikutveckling. Om vi nu bortser från svårigheterna att uppfylla ett gemensamt marginalkostnadsvillkor om utsläppshandeln beaktas, hur ser det ut om vi bara ser till koldioxidskatten? Som en direkt följd av

---

<sup>62</sup> Under vissa förutsättningar, framför allt avseende kunskapen om hur den marginella kostnaden för att minska utsläpp förhåller sig till den marginella skadan av att tillåta utsläpp (Weitzman 1974), kan koldioxidskattens pris-styrning och utsläppshandeln kvantitetsstyrning vara helt utbytbara som styrmedel. Vid val av styrmedel när det råder osäkerhet om kostnadsfunktionerna bör valet beakta hur viktigt det bedöms att nå ett visst utsläppsmål relativt hur viktigt det är hålla åtgärdskostnader nere. Ett kvantitativt styrmedel liksom utsläppshandel bör då väljas om det bedöms viktigt att nå ett specifikt mål. Ett direkt prispåverkande instrument liksom koldioxidskatten bör användas om det finns stor oro över att åtgärdskostnaderna kan bli alltför höga om ett tak sätts för utsläppen. Det är emellertid också möjligt att hålla åtgärdskostnader, inom ramen för utsläppshandeln, nere genom en generös tilldelning av rättigheter.

koldioxidskattesatsens differentiering mellan tillverkningsindustrin och hushållssektorn finns det i ett statistiskt perspektiv (åtminstone) två marginalkostnadsvillkor. I det statistiska kostnadseffektivitetsperspektivet innebär detta att *ett gemensamt* marginalkostnadsvillkor inte uppnås genom koldioxidskatten.

Det finns också andra faktorer relaterade till koldioxidskattens och klimatpolitikens kostnadseffektivitet som är relevanta att nämna. Dessa faktorer kan inrymmas under det faktum att en kostnadseffektiv klimatpolitik för att uppnå -4 procent inte kan uppnås endast via koldioxidskatten i dess nuvarande utformning. Detta beror på att:

- de andra växthusgaserna inte regleras genom koldioxidskatten. Även om de praktiska möjligheterna och potentialen för att öka kostnadseffektiviteten av att inlemma fler gaser inom ramen för samma beskattningssystem är begränsade, vore det teoretiskt relevant att vidga koldioxidskatten till att bli en ”växthusgasskatt”. Denna skulle idealt sett väga samman olika växthusgasers GWP (Global Warming Potential) så att marginalkostnaden för reduktion av växthusgas blir lika hög oavsett gas (jämför med de resonemang som förekommit i FlexMex2-utredningen om målet och de praktiska möjligheterna att inlemma alla växthusgaser i utsläppshandeln (SOU 2005:10)).
- Eftersom koldioxidskatten i sin nuvarande utformning bl.a. innebär att tillverkningsindustrin, samt jord-, skogs-, och vattenbruk, endast betalar en del av den generella koldioxidskattenivån, innebär detta också att olika aktörer möter olika prislappar för åtgärder för att minska koldioxidutsläppen (se dock avsnitt 6.4).

Genom den befintliga strukturen på energiskattesystemet beaktas den internationella konkurrenskraften genom industriskattesatsen och särskilda nedsättningsregler för energiintensiv industri. Detta lindrar skattebördan för den konkurrensutsatta industrin samt risken för kolläckage. Exakt hur mycket lägre koldioxidskattesatsen bör vara för konkurrensutsatta sektorer är en empirisk fråga som är svår att ge ett exakt svar på, men den beror allmänt sett på hur känslig exporten är för förändringar i exportpriser (vilka i olika utsträckning påverkas av kostnader relaterade till koldioxidskatten). Denna känslighet kan dock antas skilja sig åt såväl mellan branscher som mellan företag.

### 6.2.3 Hur höga är kostnaderna för att administrera koldioxidskatten?

Av de totala intäkterna år 2003 från punktskatter på cirka 97 miljarder kronor (där energi- koldioxid- och svavelskatt tillsammans står för cirka 60 miljarder kronor och koldioxidskatten enskilt för cirka 24 miljarder kronor) uppgick kostnaderna för uppbörd till cirka 50 miljoner kronor (Skatteverket, 2004). Denna senare siffra är i huvudsak beräknad utifrån antalet årsarbetskrafter. En

stor del av kostnaden för att administrera energi- och koldioxidskatten avser behandlingen av nedsättning och återbetalning, samt de resurser som åtgår till kontroll av avdrag i deklARATIONER etc. Kostnaderna kan dock sjunka med ett mer omfattande användande av datorstöd. Eftersom det inte finns någon tidsredovisning per enskild skatt går det inte att säga något om uppbördskostnaderna för koldioxidskatten isolerat. De administrativa kostnaderna får dock sammantaget anses vara förhållandevis små sett i relation till skatteintäkterna.

De administrativa kostnaderna kan också vara beroende av behovet av att kontrollera att rätt skatt blir betald. Att sträva efter lika behandling mellan skattskyldiga är motiverat av rättsäkerhets- och konkurrensskäl. Undanhållande av skatt på olja och bensen kan ske genom illegal införsel från andra länder och att obeskattade bränslen säljs av oljebolag. I absoluta tal kan undanhållande av skatt på bränslen också vara betydande, även om summan är liten i relation till totala skatteuppbörden. Förutom att en hög skatt i sig är ett incitament att försöka undvika skatt, både lagligt och olagligt, bidrar regler om nedsättning och undantag till risken att fel skatt blir betald. Risken att fel skatt betalas ökar med antalet skattskyldiga, komplexiteten i skattesystemet, möjligheterna att kontrollera skattebetalning etc. Sett ur detta perspektiv är det naturligt att resurser för skattekontroll och skatterevision ökar om antalet skattskyldiga ökar och regler för nedsättning och undantag förändras (och detta inte kan kompenseras med t.ex. bättre datorstöd).<sup>63</sup> Detta utesluter naturligtvis inte heller att ökade resurser, oberoende av förändringar i energiskattesystemet, kan ”betala sig”.<sup>64</sup>

Det skulle vara intressant om vi kunde jämföra kostnaderna för koldioxidskatteuppbörden med kostnaderna för att administrera utsläppshandeln. Administrationskostnaderna för utsläppshandeln är dock svåra att bedöma av två skäl. För det första pågår fortfarande utvecklingsarbete (t.ex. görs registret kompatibelt med såväl EUs som FNs regelverk, och datorstödet är under utveckling). För det andra är det flera myndigheter som bär administrativa kostnader för utsläppshandeln (i första hand Naturvårdsverket, NUTEK och Länsstyrelserna). Först 2007 bedömer Energimyndigheten att de administrativa rutinerna kan vara på plats, vilket också innebär att en ungefärlig bedömning av de administrativa kostnaderna då

---

<sup>63</sup> Att undvika skatt genom att använda mindre fossila bränslen ligger naturligtvis också i linje med motivet ba-kom koldioxidskatten, vilket t.ex. kan vara fallet när koldioxidneutrala bränslen används som ersättningsbränsle eller genom energieffektiviseringar. Att undvika skatt genom att t.ex. ta en omväg för att tanka bilen i ett land med lägre drivmedelsskatter är naturligtvis inte syftet med koldioxidskatten, även om det inte är olagligt. Det senare är ett exempel på s.k. kolläckage.

<sup>64</sup> Ett marginalkostnadsperspektiv bör dock tillämpas även på skatteuppbörden. Marginalkostnaden för att driva in skatter från skattefuskare är med stor sannolikhet monotont stigande. En viktig konsekvens av detta är att även om de genomsnittliga kostnaderna för att driva in dessa skatter historiskt sett varit låga betyder det inte att detta gäller även för framtida insatser.



kan göras. De administrativa kostnaderna kan dock också förväntas sjunka när systemet varit igång ett antal år (t.ex. genom läroprocesser, bättre datorstöd). Sannolikt kan de sjunka ytterligare i det fall som utsläppsätterna auktioneras. Den ambitiösa administrationen för utsläppshandeln och de tillhörande kostnaderna har dock sannolikt den fördelen att potentiellt fusk minimeras och likabehandling mellan olika utsläppskällor kan uppnås.

Såväl koldioxidskatten som utsläppshandeln resulterar också i administrativa kostnader för företagen, eftersom dessa förutsätts genomföra vissa aktiviteter vid givna tidpunkter. Även dessa kostnader är dock svåra att uppskatta. Möjligen kan det faktum att utsläppshandeln är ett relativt nytt styrmedel medföra extra kostnader på grund av införandet av nya rutiner. I det fall som utsläppshandeln kompletterar koldioxidskatten och många verksamheter/skattskyldiga blir tvungna att lägga administrativa resurser på två styrmedel i stället för ett, ökar också de administrativa kostnaderna.

En jämförelse mellan koldioxidskattens och utsläppshandelns administrativa kostnader bör också beakta det faktum att styrmedlen ”administrerar” olika totala mängder koldioxidutsläpp (de kan dock vara överlappande, d.v.s. en verksamhet ingår både i utsläppshandeln och är koldioxidskattepliktig). Jämförelsen kompliceras också av att de administrativa kostnaderna per ton koldioxid påverkas av styrmedlens utformning, varför de kan förväntas variera allteftersom det sker förändringar i utformningen. Vilka som skall ingå i handeln respektive vara skattepliktiga och vilka tilldelningsprinciper respektive vilka nedsättningsregler som skall gälla, påverkar de administrativa kostnaderna genom att, exempelvis, antalet verksamheter förändras.

#### 6.2.4 En första sammanfattning

Koldioxidskattens primära mål är att reducera koldioxidutsläppen, men den bidrar även till uppfyllandet av vissa andra miljömål som är förknippade med förbränning av fossila bränslen. Den uppfyller även vissa nödvändiga krav för en hög kostnadseffektivitet (gemensam prislapp för flera aktörer, teknikneutral etc.), men det finns betydande svårigheter att finna en rimlig sektorsdifferentiering. Någon typ av sektorsdifferentiering är kostnadseffektiv då hänsyn tas till klimatproblemets globala natur, förekomsten av kolläckage, samt även interaktionen med andra skatter. I ett dynamiskt perspektiv bör också koldioxidskattens incitament till teknisk utveckling uppmärksammas. Trots att incitamentsstrukturen uppmuntrar till teknisk utveckling och uppfyller det nödvändiga villkoret om teknikneutralitet för en kostnadseffektiv teknikutveckling, är den sannolikt inte tillräcklig med avseende på stimulans till nya tekniker som kan bidra till att minska koldioxidutsläppen. Koldioxidskattens ”måltavla” är förekomsten av negativa externa effekter, men för att korrigera för förekomsten av de positiva externa effekter som är

kopplade till introduktionen av nya koldioxidreducerade teknologier behövs andra ”teknikstödjande” styrmedel (se också avsnitt 2.5).

Innan vi inom ramen för EMEC analyserar koldioxidskattens sektorsdifferentiering ur ett kostnadseffektivitetsperspektiv kan det vara relevant att lyfta fram några ytterligare frågor, vilka vi delvis återkommer till i den övergripande bedömningen (avsnitt 6.6): (a) hur skall man ur kostnadseffektivitetsperspektiv förhålla sig till de EG-rättsliga reglerna om statligt stöd (SOU 2003:38) i förhållande till det politiska målet om goda villkor för konkurrensutsatt verksamhet? (b) hur påverkas koldioxidskatten av allokeringen av utsläppsrätter?; samt (c) hur påverkas kostnadseffektiviteten av osäkerhet om framtida koldioxidskattenivåer?

### 6.3 Samhällsekonomiska kostnader i ett allmänt jämviktsperspektiv

Alla modeller är per definition förenklingar av verkligheten. I modeller fungerar antaganden, som verktyg för att belysa vissa sidor hos en komplex verklighet. Det är också med hjälp av dessa antaganden, i form av restriktioner och exogent givna parametervärden, som det är möjligt att lyfta fram de effekter man är intresserad av. I många fall är det tillräckligt att göra partiella analyser (dvs. modellera endast en del av ett sammanhängande komplext system t.ex. modellera energisektorn och inte hela samhällsekonomin), men vid förändringar i exempelvis skattesystem som kan förväntas påverka hela ekonomin, direkt eller indirekt, är modeller av allmän jämviktsskaraktär, att föredra. En stor fördel med att använda allmän jämviktsmodeller är att de förmedlar *konsistenta helhetsbilder* av ekonomin. Eftersom koldioxidskatten är ett generellt styrmedel, som kan förväntas påverka hela ekonomin, och att utsläpp av koldioxid genom användning av fossila bränslen sker i samhällets alla sektorer, är detta ett styrmedel som är lämpligt att analysera med hjälp av en allmän jämviktsmodell. Detta utesluter naturligtvis inte att man också kan använda andra modellansatser (se bl.a. diskussionen i avsnitt 6.5).

#### 6.3.1 Modellbeskrivning av EMEC

Den numeriska modellen EMEC (Environmental Medium Term Economic Model) är en statisk allmän jämviktsmodell av den svenska ekonomin, som är utvecklad vid Konjunkturinstitutet (Östblom, 1999). Den ekonomiska tillväxt som genereras styrs dels av tillgången på produktionsfaktorer såsom arbetskraft och kapital, dels av teknisk utveckling (energi-, arbets- och kapitalproduktivitetsförändringar). Det är möjligt att låta begränsningar för miljöutsläpp, såsom exempelvis det nationella utsläppsmålet för koldioxid, inverka på tillväxtens inriktning. Eftersom EMEC är en allmän jämviktsmodell kan den fånga upp de återverkningar som sker mellan olika sektorer vid t.ex. en

skatteförändring och inte bara den direkta påverkan i de berörda sektorerna.<sup>65</sup> Därmed fångas de totala samhällsekonomiska konsekvenserna upp på ett mer fullständigt sätt än i partiella modeller.

Modellens långsiktiga karaktär innebär att marknadens aktörer antas hinna anpassa sig fullt ut till de prisförändringar som äger rum när ekonomin går från ett jämviktsläge till ett annat. Detta är en acceptabel förutsättning på 10-15 års sikt.<sup>66</sup> Hur stora de långsiktiga anpassningarna ska vara vid en given prisförändring beror på aktörernas känslighet för prisförändringar som representeras av modellens substitutionselasticiteter. Denna statiska bild av verkligheten innebär att anpassningskostnaderna från start- till slutår inte finns representerade i modellen. En kraftig ökning av koldioxidskatten för tillverkningsindustrin kan till exempel innebära kortsiktiga anpassningssvårigheter för både företagen och arbetskraften inom dessa sektorer. Detta kan ge relativt stora kortsiktiga makroekonomiska konsekvenser i form av lägre tillväxt och arbetslöshet. Dessa anpassningssvårigheter finns inte representerade i modellen utan resultaten ger endast en bild av ekonomin på längre sikt, d.v.s. när arbetskraften och företagen har helt anpassat sig till de nya prisförhållandena.

EMEC inkluderar 17 näringslivssektorer och en offentlig sektor. Företagen och hushållen efterfrågar 20 varor och tjänster som insatsvaror samt för investeringar och privat konsumtion. Varor och tjänster används som insats även i den offentliga tjänsteproduktionen. Arbetskraft, material och energi och realkapital<sup>67</sup> är ytterligare insatsfaktorer som krävs i näringslivet och den offentliga sektorn. Hushållens konsumtion och näringslivets aktivitet medför föroreningar och modellen avbildar utsläpp av koldioxid, svaveldioxid och kväveoxider från stationära och mobila utsläppskällor, men även utsläpp från industriprocesser. Hushållens och företagets användning av energi är belagd med energiskatt och miljöskatter (koldioxidskatt och svavelskatt). De generella undantag som finns i beskattningen av tillverkningsindustrin<sup>68</sup> beaktas i de använda skattesatserna, medan vissa mer specifika undantagsregler på företagsnivå är svåra att modellera på grund av modellens aggregeringsnivå.

<sup>65</sup> Exempelvis kan en höjd skatt på energi minska efterfrågan på de energiintensiva branschernas produkter, både från andra sektorer och från hushållen, och styra om efterfrågan till andra sektors produkter. Samtidigt kan också de icke-energiintensiva branscherna utsättas för en minskad efterfrågan på insatsvaror från de energiintensiva sektorerna.

<sup>66</sup> Att modellen är ”långsiktig” innebär *inte* att den tar hänsyn till endogen teknisk utveckling. Det är dock fullt möjligt att exogent anta teknisk utveckling, i form av t.ex. årliga procentuella produktivitetsoökningar.

<sup>67</sup> Realkapital kan vara lager av råvaror och material, produktionsmedel såsom verktyg, maskiner och fordon, byggnader, anläggningar etc.

<sup>68</sup> Tillverkningsindustrin definieras enligt modellens klassificering som: gruvor och mineralbrott, massa-, pappers- och grafisk industri, kemisk industri, järn-, stål och metallverk, verkstadsindustri samt annan tillverkningsindustri.

EMECs beskrivning av energisystemet är något förenklad på grund av den ”top-down”-struktur som råder i modellen. Ytterligare en svaghet är att företagen inte kan välja mellan ”nya” produktionsmöjligheter, som inte produceras i modellens basår. Detta kan dock modelleras exogent genom specificeringen av exempelvis elproduktionens produktionsfunktion. Ett exempel på detta är vindkraften (så liten produktion idag att denna inte modelleras separat); om priset på fossila bränslen stiger kraftigt är det troligt att andra alternativa energikällor kommer att utnyttjas mer. Detta skulle hypotetiskt sett kunna ha en inverkan på både utsläpp och produktionsstruktur, vilket i EMEC:s nuvarande utformning inte fångas upp. I modellen har aktörerna möjligheter att påverka koldioxidutsläppen genom att byta till bränsle med lägre kolinnehåll (t.ex. substitution från kol till naturgas) eller till icke-fossila bränslen (biobränslen och el), lägga om produktionen så att mindre energi krävs per producerad enhet eller helt enkelt minska produktionen.

EMEC är ett analysinstrument som utgår från ett betingat scenario och används för att studera olika policyförändringar. Utformningen av detta betingade scenario påverkar modellresultaten i den bemärkelsen att t.ex. kostnadsnivån för att uppnå ett koldioxidmål bestäms (delvis) av hur mycket utsläppen måste minska i förhållande till referensscenariot. En hög utsläppsnivå i referensscenariot innebär att utsläppsnivån jämfört med referensscenariot måste minska mer för att nå utsläppsmålet än med ett referensscenario med låg utsläppsnivå i slutåret. Detta kommer att påverka hur mycket ekonomin behöver styras och därmed nivån på koldioxidskatten och i slutändan de samhällsekonomiska kostnaderna. Kostnadsnivån är således betingad av referensscenariot, men de kvalitativa resultaten är relativt robusta. Konjunkturinstitutet använder alltid ett referensscenario som bygger på Långtidsutredningens arbete. Detta scenario är inte en prognos över framtiden utan en möjlig utvecklingsbana givet de antaganden som görs om utvecklingen av produktiviteten, arbetsutbudet, energieffektivisering, och omvärldens utveckling, och kan ses som en relativt objektiv bedömning av utvecklingen som dessutom används inom ett flertal områden (inte bara för miljöekonomiska analyser).

Vid utformningen av olika scenarier är det viktigt att välja scenariostruktur så att modellen på bästa sätt visar den samhällsekonomiska effekten av de styrmedel som analyseras. Därför är det viktigt att man inte analyserar för många styrmedel på en gång i ett ”paket”, eftersom tolkningen av modellresultaten då försvåras. Om syftet är att studera ett ”policy-paket” rekommenderas att först analysera varje styrmedel för sig, varefter styrmedel läggs till ett i taget för att på så sätt synliggöra förändring för varje styrmedel. Som ett avslutande scenario kan man studera hela ”policypaketets” effekt på ekonomin.

### 6.3.2 Kort beskrivning av några tidigare EMEC-analyser

EMEC har använts i ett flertal statliga utredningar i syfte att belysa effekterna av olika klimatpolitiska åtgärder. I en bilaga till Långtidsutredningen (LU99) *Miljö och ekonomi – scenarier fram till år 2015* gjordes den första offentliga analysen med hjälp av EMEC-modellen. I denna rapport analyserades effekten av att uppnå bördefördelningsmålet för Sverige inom EU överenskommelsen (+4 procent jämfört med 1990 års nivå). I rapporten analyserades målet utifrån olika antaganden gällande styrmedel (koldioxidskatt och handel med utsläppsrätter) och även olika antaganden angående arbetsmarknadens anpassningsförmåga. Analysen visade på små makroekonomiska effekter; tillväxttakten minskar något, och sysselsättningen minskar i de flesta branscher inom tillverkningsindustrin. Utsläppsreduktionerna görs dock till relativt höga marginalkostnader och petroleumindustrin drabbas hårdast, vilket är en följd av minskad efterfrågan på petroleumprodukter. Inom tillverkningsindustrin drabbas främst gruvor och mineralbrott, samt järn-, stål- och metallverk. Introduktion av internationell handel med utsläppsrätter bedömdes i rapporten innebära lägre långsiktiga anpassningskostnader för ekonomin, jämfört med ett scenario utan handel med utsläppsrätter. De samhällsekonomiska kostnaderna för att uppnå Kyotomålet visade sig vara betydligt högre i ett scenario där modellen antog att arbetsmarknadens anpassningsförmåga var begränsad jämfört med ett scenario där arbetsmarknaden fungerade friktionsfritt.

I en studie av Konjunkturinstitutet (2002) på uppdrag av Klimatkommittén, gjordes bland annat en känslighetsanalys med avseende på förändringar i världsmarknadspriser på varor och tjänster genom införandet av Kyotoprotokollet i omvärlden och energianvändning i Energimyndighetens referensscenario. Analysen visade att det är viktigt att göra en återkoppling mellan Energimyndighetens antaganden om energianvändningen och EMEC:s ekonomiska helhetsbild för att kunna jämföra de båda myndigheternas analyser. Det visade sig även att antaganden om världsmarknadsprisförändringar till följd av Kyotoprotokollets (det ursprungliga protokollet) införande påverkar resultaten i modellen, men i samband med denna analys konstaterades även att det är svårt att förutsäga hur prisbilden kommer att förändras på världsmarknaden till följd av ett införande av protokollet. Enligt Konjunkturinstitutet (2003), på uppdrag av FlexMex2-utredningen, medför införandet av utsläppshandel samhällsekonomiska kostnader i form av BNP-förluster, vars storlek beror på det internationella priset på utsläppsrätter och det nationella utsläppsmålets utformning.

Det pågående utvecklingsarbetet av EMEC syftar bland annat till att anpassa modellen så att samhällsekonomiska effekter av regleringar inom transportsektorn kan analyseras. Detta gör modellen lämplig för att, exempelvis, analysera de långsiktiga ekonomiska effekterna av ett införande av en svensk kilometerskatt. Den nya versionen av EMEC kommer även att innefatta flera hushållsgrupper vilket möjliggör analyser av fördelningsaspekter av svensk klimatpolitik.

#### **6.4 Allmän jämviktsanalys av koldioxidskattens sektorsdifferentiering**

Ett vanligt argument mot en differentiering av koldioxidskattesatserna mellan näringsliv och hushåll är att en sådan skattestruktur motverkar målet om en kostnadseffektiv klimatpolitik. Vi har redan tidigare i rapporten påpekat att ur ett ekonomiövergripande perspektiv behöver en sådan differentiering inte vara av ondo ur kostnadseffektivitetssynpunkt; hur omfattande differentiering ska vara är dock en empirisk fråga. Detta avsnitt bidrar därför med en sådan analys, som i sin tur bygger på EMEC-modellen samt på data från nationalräkenskaperna.

Analysen utgår från 2004-års koldioxidskattesystem, med fokus på dess nedsättning av koldioxidskatten för tillverkningsindustrin, jordbruk och skogsbruk. Frågan som ställs är huruvida nuvarande nedsättningsregler genererar lägre eller högre samhällsekonomiska kostnader jämfört med ett system som behandlar alla koldioxidutsläpp från stationära och mobila källor lika. Vi har valt att utgå från referensscenariot till Kontrollstation 2004.<sup>69</sup> Detta scenario bygger på basscenariot från Långtidsutredningen 2003/2004, vilket också används som underlag för myndigheters (t.ex. STEMs) utredningar. Den enda skillnaden mellan referensscenariot i denna rapport och huvudalternativet i Kontrollstation 2004 är att vi bortser från handel med utsläppsrätter och fokuserar på koldioxidskattens (som den såg ut år 2004) utformning. Bortsett från denna förändring är huvudalternativet i Kontrollstation 2004 och referensscenariot i denna rapport identiska. Skillnaderna mellan den långsiktiga utvecklingen i huvudalternativet i Kontrollstation 2004 och referensscenariot i denna rapport är dock små. Införandet av utsläppsrätter med bibehållet koldioxidskattesystem innebär att industrin beskattas hårdare än i fallet med bara koldioxidskatt, vilket resulterar i att produktionen i de handlande sektorerna är något lägre i huvudalternativet från Kontrollstation 2004 jämfört med referensscenariot i denna rapport. På makronivå är de två scenarierna dock i stort sett identiska. I Tabell 6.1 redovisas försörjningsbalansen för referensscenariot.

---

<sup>69</sup> Naturvårdsverket och Energimyndighetens underlag till utvärderingen av Sveriges klimatstrategi (STEM och NV, 2004).

**Tabell 6.1: Referensscenariots försörjningsbalans**

	Årlig procentuell förändring för perioden 2000-2010
BNP	1.7
Privat konsumtion	2.6
Offentlig konsumtion	0.7
Invest inkl. lager	1.8
Export	1.8
Import	2.6

För att förstå hur ekonomin reagerar på en förändring av koldioxidskattestrukturen är det viktigt att veta hur ekonomin ser ut i slutåret för referensfallet. Om förändringen i skattestrukturen påverkar en sektor som inte är av så stor betydelse på makronivå kommer effekten av förändringen inte att ge utslag på samhällsekonomin även om den enskilda sektorn drabbas hårt. Det kan även vara av vikt att känna till hur sysselsättning och kapital är fördelade mellan sektorerna. Om de kapitalintensiva branscherna, t.ex. järn- och stålindustrin, massa- och pappersindustrin och kemisk industri, drabbas hårt av en policyförändring kommer även de industrier som tillverkar investeringsvaror till dessa att drabbas, främst byggnadsindustrin och verkstadsindustrin. Exportens fördelning är också viktig för den slutliga utvärderingen av de samhällsekonomiska konsekvenserna av en policyåtgärd. Hög exportintensitet gör sektorn extra känslig för prisförändringar i insatsstrukturen eftersom den inte bara konkurrerar på hemmamarknaden utan även på världsmarknaden. Tabell 6.2 redovisar varje sektors procentuella andel av total produktion, sysselsättning, kapitalstock och koldioxidutsläpp. Exporten som redovisas är export av varor som ligger inom sektorns område.

Tabell 6.2 visar att den största andelen produktion i Sverige sker i sektorer som inte tillhör tillverkningsindustrin. Däremot är tillverkningsindustrins varor totalt dominerande när det gäller export. Den dominerande delen av kapitalstocken finns i bostäder och fastigheter och offentlig sektor. Kapitalet i dessa sektorer är till största delen fastigheter och om man bortser från dessa sektorer så är kapitalintensiteten<sup>70</sup> inom tillverkningsindustrin relativt hög (bortsett från verkstadsindustrin) jämfört med till exempel sektorn handel och övriga tjänster. De två sektorer som använder flest antal timmar sysselsatta är sektorerna handel och övriga tjänster samt offentlig sektor, vilket gör dem känsliga för förändringar i ersättning till denna produktionsfaktor. Koldioxidutsläppen<sup>71</sup> inom tillverkningsindustrin är relativt höga, men de sektorer som bidrar mest till utsläppen är ”el och värmeverk” och ”samfärdsel”. Järn, stål och metallverk och gruvor och

<sup>70</sup> Kapitalintensiteten kan räknas fram genom att dividera andelen kapital med andelen produktion.

<sup>71</sup> I Tabell 6.2 redovisas inte processutsläppen från industrin.

mineralbrott är de sektorer inom tillverkningsindustrin som utmärker sig med höga koldioxidintensiteter<sup>72</sup> och kommer därmed att påverkas vid förändringar i koldioxidskattesystemet som leder till höjningar av skatten för dessa sektorer.

**Tabell 6.2: Sektorernas andelar av produktion, sysselsättning och kapital (%) i referensfallet (år 2010)**

	Produktion	Sysselsättning	Kapital	CO2-utsläpp <sup>2</sup>	Export <sup>1</sup>
Jordbruk	0.7	1.7	1.0	2.2	0.5
Fiske	0.0	0.1	0.0	0.4	0.0
Skogsbruk	1.2	0.6	1.1	0.7	0.3
Gruvor och mineralbrott	0.2	0.1	0.2	1.0	1.1
Massa och pappersindustrin	3.3	1.9	2.4	5.9	8.2
Kemikalieindustrin	3.2	1.5	1.3	2.0	12.1
Järn-, stål- och metallverk	1.4	0.6	0.8	12.9	4.5
Verkstadsindustrin	13.9	9.3	3.9	3.6	67.2
Övrig tillverkningsindustri	3.8	2.5	1.7	4.9	5.6
El- och värmeverk	2.6	0.7	5.2	24.8	0.0
Gasverk	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0
Vatten och avloppsverk	0.3	0.1	1.9	0.1	0.0
Petroleumraffinaderier	0.9	0.0	0.1	2.2	0.3
Byggnadsindustrin	4.6	5.8	0.9	2.4	0.0
Samfärdsl	6.7	5.4	6.8	22.4	0.0
Handel och övriga tjänster	30.1	37.2	10.5	8.2	0.4
Bostäder och fastigheter	11.0	1.4	43.4	2.0	0.0
Offentlig sektor	16.8	31.1	18.8	4.6	0.0
Totalt	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

1. Export av varor som till stora delar tillverkas av respektive sektor.

2. Endast utsläpp från stationära och mobila källor.

#### 6.4.1 Samhällsekonomisk kostnadsanalys

Syftet med dessa kalkyler är att jämföra de samhällsekonomiska kostnaderna för tre olika skattesystem.<sup>73</sup> De samhällsekonomiska intäkterna består i vinsterna av minskade utsläpp och antas vara lika för de olika skattesystemen.<sup>74</sup>

<sup>72</sup> Koldioxidintensiteten kan räknas fram genom att dividera andelen koldioxidutsläpp med andelen produktion.

<sup>73</sup> Energiskattesstrukturen har nyligen varit under utredning (SOU 2003:38) i syfte att se till vilka alternativa avgränsningar för nedsättning av energi- och koldioxidskatt som är lämpliga och EG-rättsligt möjliga. Energiskattestrukturens eventuella förändring påverkar dock inte föreliggande utvärdering genom EMEC, men kan i samband med en eventuell implementering föranleda nya konsekvensanalyser.

<sup>74</sup> De är identiska avseende utsläppen av koldioxid genom att modellen simuleras så att de olika skattesystemen uppnår samma utsläppsmål för koldioxid. De kan dock nämnas att samhälleliga intäkter från reduktion av andra utsläpp kan variera mellan skattesystemen. Dessa effekter är dock inte analyserade. Som redan framgått (se avsnitt 2.1) kan dock intäktssidan ses som given i analyser av kostnadseffektivitet. Se bl.a. Pearce (2003) för en diskussion om de metodologiska problemen med att explicit värdera de samhälleliga kostnaderna av koldioxidutsläpp och svårigheterna att väga dessa mot de samhälleliga intäkterna av åtgärder, samt hur olika modeller ger olika uppskattningar av den marginella samhälleliga skadestånden av ytterligare koldioxidutsläpp.



Tabell 6.3 sammanfattar översiktligt de tre olika scenarierna. I referensscenariot antas att 2004 års koldioxidskattenivåer gäller i slutåret 2010, det vill säga tillverkningsindustrin, jordbruk och skogsbruk betalar 21 procent av den generella koldioxidskatten (19 öre per kilo koldioxid jämfört med 91 öre per kilo) och elproduktionen är helt undantagen från koldioxidskatt. Den genomsnittliga skattesatsen (koldioxidskatteintäkter dividerat med de totala utsläppen av koldioxid från stationära och mobila källor) i referensscenariot är 78 öre per kilo CO<sub>2</sub>-utsläpp. Kalkyl 1 utgår från samma antaganden som i referensscenariot förutom att koldioxidskatten är annorlunda utformad och att utsläppen av koldioxid begränsas av modellen så att de motsvarar den nivå som uppkom i slutåret för referensscenariot. I kalkyl 1 antas att differentieringen mellan tillverkningsindustrin, jord- och skogsbruk, och övriga aktörer tas bort men andra undantagsregler behålls. Den genomsnittliga skattenivån i kalkyl 1 uppgår till 49 öre per kilo koldioxidutsläpp och är den nivå som krävs för att uppnå samma utsläppsnivå som i referensscenariot. I kalkyl 2 antas ytterligare ett annat koldioxidskattesystem där alla undantag och differentieringar är borttagna. Därmed betalar alla aktörer exakt samma skatt per kg koldioxidutsläpp (från mobila och stationära källor) och det statiska marginalkostnadsvillkoret är således uppfyllt. Den genomsnittliga skattesatsen för att uppnå samma utsläppsnivå som i referensscenariot är i denna kalkyl 29 öre per kilo koldioxid. Eftersom den totala utsläppsnivån i slutåret är densamma i alla tre kalkyler (referensscenariot, kalkyl 1 och kalkyl 2) kommer skillnaden i genomsnittlig skattesats att avspegla skatteintäkterna för staten och därmed kommer skattestrukturen i kalkyl 2 (samma skatt för alla aktörer) leda till de lägsta skatteintäkterna som uppnår den givna utsläppsnivån, det vill säga ge störst utsläppsreduktion per skattekrona. De lägre skatteintäkterna förklaras av att den genomsnittliga (vägda) koldioxidskattesatsen är lägre. Eftersom den totala utsläppsnivån är densamma i alla scenarier innebär de olika scenarierna att utsläppen också fördelar sig olika mellan sektorer inom näringslivet, offentlig sektor och hushållen beroende på marginalkostnaden för koldioxidutsläpp i de olika scenarierna. I kalkyl 2 är t.ex. koldioxidutsläppen från järn- och stålindustrin lägre och utsläppen från ”samfärdsel” högre jämfört med referensscenariot.

**Tabell 6.3: Scenariebeskrivning**

Scenario	Kortfattad beskrivning av scenarierna
Referensscenario	Motsvarar huvudalternativet i Kontrollstation 2004 förutom att handel med utsläppsrätter ej införs, med andra ord gäller endast 2004 års koldioxidskatter och övrig energiskattestruktur.
Kalkyl 1 (Ingen differentiering men undantag)	Samma exogena antaganden som i referensscenariot, men differentieringen mellan tillverkningsindustrin och övriga aktörer är borttagen. Däremot kvarstår nedsättningsregler och andra typer av undantag t.ex. för arbetsmaskiner inom gruvsektorn, fossilbränsle för produktion av el etc. Modellen inför även en restriktion så att nivån på koldioxidskatten justeras så att utsläppen i Kalkyl 1 motsvarar utsläppen av koldioxid i referensscenariot.
Kalkyl 2 (Lika skatt per CO <sub>2</sub> utsläpp)	Samma exogena antaganden som i referensscenariot, men koldioxidskatten är lika för alla stationära och mobila utsläppskällor oavsett användare. Modellen inför även en restriktion så att nivån på koldioxidskatten justeras så att utsläppen i Kalkyl 2 motsvarar utsläppen av koldioxid i referensscenariot.

De makroekonomiska variablerna påverkas relativt lite i både kalkyl 1 och kalkyl 2 som en följd av förändringen i koldioxidskattesystemet. Tabell 6.4 visar dock att vid samma koldioxidutsläppsnivå kommer kalkyl 1, som har en homogen skattesats men med kvarva-rande undantag, att resultera i lägre välfärd (mätt som BNI eller realinkomst)<sup>75</sup> i slutåret jämfört med referensscenariot som antar en differentierad skattesats. Detta indikerar att ur ett bredare samhällsekonomiskt kostnadsperspektiv på 10-15 års sikt är den nuvarande differentieringen av koldioxidskatten kostnadseffektiv jämfört med en enhetlig skattesats men där övriga undantag kvarstår. Däremot visar kalkyl 2 (alla aktörer betalar exakt samma koldioxidskatt per utsläpp) att detta leder till en mycket liten positiv välfärdsökning om man tittar på realinkomst i förhållande till referensscenariot. BNI däremot är liksom i kalkyl 1 lägre än i referensscenariot vilket leder till ett något tvetydigt resultat. Skillnaden mellan BNI och realinkomst är att BNI inkluderar utrikeshandeln medan realinkomsten representerar konsumtion och sparande i ekonomin. Skillnaderna mellan kalkylerna är dock väldigt små, även om de ändå får anses ge en indikation på hur makroekonomiska variabler påverkas av de studerade förändringarna i energiskattesystemet.<sup>76</sup>

<sup>75</sup> Det skall dock betonas att varken BNI eller realinkomsten är fullständiga välfärdsått.

<sup>76</sup> Vid en omräkning av de procentuella skillnaderna mellan scenarierna till svenska kronor uppgår dessa för välfärdsått BNI och realinkomst som mest till cirka 1.3 miljarder kronor för BNI.

**Tabell 6.4: Försörjningsbalans år 2010, procentuella skillnader från referensscenariot**

	Kalkyl 1- "Ingen differentiering men undantag" jämfört med referensscenariot i slutåret	Kalkyl 2- "Lika skatt per CO <sub>2</sub> -utsläpp" jämfört med referensscenariot i slutåret
BNP	-0.04	0.00
BNI	-0.06	-0.05
Privat konsumtion	0.07	0.17
Offentlig konsumtion	0.00	0.00
Invest inkl. lager	-0.15	-0.14
Realinkomst (privat konsumtion + offentlig konsumtion + investeringar)	-0.01	0.02
Export	-0.30	-0.34
Import	-0.23	-0.23

Tabell 6.4 visar att de samband i ekonomin som styr denna sänkning av BNI är främst det faktum att exportintensiva sektorer påverkas negativt om differentieringen av koldioxidskatten tas bort. De som gynnas är bland annat hushållen som återfinns i det slutliga användningsledet. En förklaring till den negativa effekten på ekonomin av en enhetlig koldioxidskatt är att skatten påverkar relativpriserna vilket i sin tur påverkar valet av insatsfaktorer och gör så att tidigare ej lönsamma val av insatsvaror nu är lönsamma. I EMEC anpassar sig alla aktörer till de nya relativpriserna som gäller efter skatteförändringarna givet de möjligheter som produktionsfunktionerna tillåter. I både kalkyl 1 och 2 sänks skatten för hushållen och tjänstesektorerna och höjs för industrin jämfört med referensscenariot. Detta påverkar relativpriserna och industrivaror blir dyrare. Högre exportpriser gör att efterfrågan på svenska exportvaror minskar och det sker en minskning av produktionen i alla sektorer inom tillverkningsindustrin förutom i verkstadsindustrin (se Tabell 6.5). Denna minskning i produktionen gör att efterfrågan på arbetade timmar minskar och det blir ett tryck nedåt på lönerna för att efterfrågan och tillgång skall vara i jämvikt i slutåret. Lägre lönenivåer gör att det blir lönsamt för tjänstenäringar att expandera då de möter såväl lägre energipriser (på grund av lägre koldioxidskatt) som lägre ersättningsnivåer för produktionsfaktorn arbetade timmar. Verkstadsindustrin är relativt arbetskraftsintensiv och inte lika koldioxidintensiv som övrig tillverkningsindustri och därmed kompenseras verkstadsindustrin med lägre löner som uppväger de ökade energikostnader som ett nytt skattesystem har inneburit. Denna omfördelning av arbetskraften från tillverkningsindustri till tjänstenäringar gör att totala arbetsproduktiviteten minskar i ekonomin eftersom arbetskraften går från högproduktiva sektorer till mindre produktiva sektorer.

**Tabell 6.5: Strukturomvandling, procentuell förändring i förädlingsvärdet**

	Procentuell skillnad mellan Kalkyl 1- ”Ingen differentiering men undantag” och referensscenariot i slutåret	Procentuell skillnad mellan Kalkyl 2- ”Lika skatt per CO <sub>2</sub> -utsläpp” och referensscenariot i slutåret
Jordbruk	-0.2	0.1
Fiske <sup>A</sup>	0.7	-20.9
Skogsbruk	-0.4	0.1
Gruvor och mineralbrott	-4.7	-6.6
Massa och pappersindustrin	-1.2	-0.6
Kemikalieindustrin	-0.6	0.0
Järn-, stål- och metallverk	-3.4	-7.3
Verkstadsindustrin	0.2	0.5
Övrig tillverkningsindustri <sup>B</sup>	-0.7	-0.5
El- och värmeverk	0.0	-1.9
Gasverk <sup>C</sup>	-4.1	-25.3
Vatten och avloppsverk	-0.2	-0.1
Petroleumraffinaderier	0.4	-1.6
Byggnadsindustrin	-0.2	-0.2
Samfärdsel	0.3	0.2
Handel och övriga tjänster	0.1	0.2
Bostäder och fastigheter	-0.1	0.0
Offentlig sektor	0.0	0.0

<sup>A</sup> Anledningen till den stora effekten i kalkyl 2 för fiske är att denna bransch åtnjuter total skattebefrielse för dieselanvändning i båt som inte används för privat ändamål.

<sup>B</sup> I denna sektor återfinns cement- och kalkindustrin. Företag i dessa kan förväntas påverkas mycket av förändringar i energiskattesystemet, speciellt om begränsningsregler tas bort. Dessa effekter belyses inte tillräckligt detaljerat i modellen.

<sup>C</sup> Den stora förändringen i kalkyl 2 jämfört med referensscenariot förklaras i huvudsak av att skattebefrielsen för bränsle som används inom produktionen i gasverken tas bort samt effekten av minskad efterfrågan på gas från elsektorn när skattebefrielsen för bränsle även där tas bort.

Ytterligare en faktor som påverkar välfärdsindikatorn BNI är kapitalstocken. Eftersom de sektorer som minskar sin produktion är relativt kapitalintensiva och de som expanderar är relativt sysselsättningsintensiva kommer det att ske en minskning av investeringarna och därmed minskar kapitalstocken något år 2010 mellan både kalkyl 1 och 2 och referensscenariot. Minskningen i kapitalstocken och minskningen av den totala arbetskraftsproduktiviteten leder till en minskad produktion i Sverige och justerat för ”terms-of-trade” effekter<sup>77</sup> kommer bruttonationalinkomsten att minska i kalkyl 1 och 2 jämfört med referensscenariot.

Skillnaden mellan kalkyl 1 och 2 uppstår då det antas i kalkyl 1 att vissa specifika undantagsregler så som 0.8 procent och 1.2 procent reglerna behålls men även det faktum att elsektorn inte betalar koldioxidskatt när fossila

<sup>77</sup> ”Terms-of-trade” effekter avser bytesförhållandet mellan Sverige och omvärlden och hur detta påverkas av policyförändringar.

bränslen används för elproduktion. Det gör att marginalskatten för de som betalar skatt inom tillverkningsindustrin höjs relativt mycket men för de sektorer som fortfarande åtnjuter undantag från beskattning blir skatten och antalet ekonomiskt rationella åtgärder oförändrad. Detta gör att förändringen av koldioxidskatten slår mer generellt bland tillverkningsindustrin i kalkyl 1 jämfört med kalkyl 2. I kalkyl 2 däremot när alla aktörer betalar samma koldioxidskatt per utsläpp sänks skatten för dem som tidigare inte var undantagna men höjs drastiskt för dem som tidigare hade undantag, t.ex. järn- och stålindustrin, gruvindustrin och elsektorn. Den lägre skatten kommer även att gynna privat konsumtion som ökar betydligt mer i kalkyl 2 än i kalkyl 1. Den totala inkomsten för hushållen, konsumtion och sparande, är i kalkyl 2 högre än i referensscenariot vilket påverkar realinkomsten i en positiv riktning.

En följd effekt av ett förändrat koldioxidskattesystem är att detta även påverkar andra utsläpp som härrör från förbränning av fossila bränslen. Generellt kan man säga att när förbränningen sker i tillverkningsindustrin blir det mer utsläpp av svaveldioxid och mindre utsläpp av kväveoxider, än när förbränningen sker inom tjänstenäringarna. Inom tjänstenäringarna sker det mesta av utsläppen från mobila källor vilket ger betydligt mindre svaveldioxidutsläpp än t.ex. stationär förbränning av eldningsolja. Däremot är kväveoxidutsläppen högre från mobila källor än från stationära industrikällor. En konsekvens av detta är att när det sker en förändring av skattesystemet som påverkar tillverkningsindustrin negativt och tjänstenäringarna positivt ökar kväveutsläppen i ekonomin medan utsläppen av svaveldioxid minskar. I kalkyl 1 (ingen differentiering men undantag), minskar utsläppen av svaveldioxid mer än i kalkyl 2, då alla utsläpp beskattas lika. Kväveoxidutsläppen däremot är som högst i kalkyl 2, eftersom denna skattestruktur ökar hushållens konsumtion betydligt vilket också ökar privatbilismen.

Det är på sin plats att avslutningsvis säga något om vad analysen ovan *inte* kan uttala sig om. För det första sker det ingen skatteväxling via arbetsutbudet i analysen, d.v.s. förändringar i energiskattesystemet medför inga förändringar i skatten på arbete. Det ökade konsumtionsutrymmet för hushållen skapas ”klumpsummemässigt” genom den sänkta koldioxidskatten. Den ökade konsumtionen i kalkyl 1 och kalkyl 2 är således inte en effekt av sänkt skatt på arbete. För det andra kan strukturomvandlingen innebära att, exempelvis, den minskade stålproduktionen i Sverige motsvaras av ökad stålproduktion i andra länder. Detta analyseras inte heller i modellen. Effekten på de globala koldioxidutsläppen av minskad stålproduktion i Sverige får i huvudsak anses bero på koldioxidintensiteten i den stålproduktion som ersätter den ”svenska” produktionsminskningen. De olika kalkylerna resulterar således i samma utsläppsnivå för Sverige (medan de globala utsläppen inte modelleras).

## **6.5 Jämförelse mellan EMEC och MARKAL**

Syftet med detta avsnitt är att tydliggöra likheter och skillnader mellan ”top-down” modellen EMEC och ”bottom-up” modellen MARKAL, och på så sätt

förhoppningsvis underlätta valet av modell samt tolkningen av modellresultat. Även om diskussionen begränsar sig till dessa två modeller är förhoppningen att den kan vara till hjälp även när andra modeller övervägs, väljs och när dessas resultat tolkas. Vårt huvudsakliga budskap är att modell bör väljas efter vilken aspekt av kostnadseffektivitet man vill belysa, och vilken typ av styrmedel som studeras (t.ex. ”utsläppsreducerande” eller ”teknikstödande”). Tabell 6.6 kan tjäna som utgångspunkt i detta val genom att belysa hur olika aspekter av kostnadseffektivitet hanteras av respektive modell. Avsnittet börjar med en redovisning av MARKAL-modellen (se även avsnitt 3.4 för en allmän beskrivning av kostnadsoptimeringsmodeller) och avslutas med en jämförelse mellan EMEC och den s.k. MARKAL-MACRO. Ahlroth m.fl. (2003) bidrar också med en utförlig genomgång av olika modellansatser.

### 6.5.1 MARKAL

MARKAL (MARKet ALlocation) är en modell för att analysera olika energisystem. Vilket energisystem som kan analyseras beror på datatillgänglighet. Modellen används för att analysera energi- och miljöfrågor och den utvecklas och underhålls i ett samarbete mellan 14 länder inom International Energy Agency (IEA).<sup>78</sup> MARKAL är en s.k. dynamisk linjär programmeringsmodell. Modellen optimerar det tekniska energisystemets utveckling under den studerade perioden utifrån: (a) en bestämd målfunktion; (b) prognoser för utvecklingen i systemets omvärld; och (c) bestämda randvillkor.<sup>79</sup> Målfunktionen i MARKAL är en kostnadsfunktion. De kostnadseffektiva åtgärderna bestäms utifrån antaganden som gäller bland annat framtida efterfrågan på nyttiggjord energi (t.ex. värme i hus), potentiell tillgänglighet för olika tekniker för energitillförsel och energieffektivisering, bränslepriser och investeringskostnader. Därefter skapas ett scenario, som beskriver hur mycket de olika teknikerna används under den studerade periodens olika delar. Resultaten används för att beräkna den ekonomiska kostnaden och utsläppen av framförallt koldioxid för systemet som helhet. Genom att variera indata och randvillkor kan MARKAL ge uppskattningar av hur olika styrmedel påverkar dessa aspekter av energisystemet. Om exempelvis ett maximalt utsläpp för koldioxid ansätts som randvillkor visar MARKAL-scenariet hur detta randvillkor uppfylls kostnadseffektivt, och hur mycket kostnaden för energisystemet påverkas. Modellen beräknar kostnadseffektiviteten med hjälp av användandet av ingenjörsmässiga kostnader för olika utsläppsreducerande åtgärder (t.ex. koldioxidavskiljning,

<sup>78</sup> Se kapitel 2 i Energimyndigheten (2003) samt [http://www.iea.org/textbase/techno/iareresults.asp?Ia=Energy-%20Technology%20Systems%20Analysis%20Programme%20\(ETSAP\)](http://www.iea.org/textbase/techno/iareresults.asp?Ia=Energy-%20Technology%20Systems%20Analysis%20Programme%20(ETSAP)), och <http://www.etsap.org/Tools/MAR-KAL.htm>, för utförligare beskrivningar av MARKAL.

<sup>79</sup> Givet en målfunktion som skall optimeras (t.ex. kostnadsminimering) anger randvillkoren de restriktioner för vilka värden som är möjliga inom ramen för optimeringen (t.ex. i form av ett utsläppsmål).

ökad verkningsgrad i pannor etc.). Skuggpriser för koldioxid kan beräknas genom att koldioxidtaket varieras. MARKAL optimerar hela systemet samtidigt för hela den studerade perioden, varför den kan hjälpa till att identifiera samordningsvinster mellan olika delar av energisystemet.

**Tabell 6.6: Jämförelse mellan EMEC respektive MARKAL-MACRO**

	EMEC	MARKAL-MACRO
<b>Vilket dataunderlag används?</b>	Data från Miljö- och Nationalräkenskaperna: tre olika typer av arbete (utbildningsstatistiken) kapital, material, olika bränslen etc. Utrikeshandel beaktas. Givet ett optimerande beteende hos aktörerna kan t.ex. begränsningar av CO <sub>2</sub> -utsläppen och olika nivåer på koldioxidskatten analyseras.	Efterfrågan på energitjänster, kostnader och prestanda för olika tekniker för el- och värmeproduktion, energieffektivisering. Modellen minimerar kostnader, t.ex. givet hur mycket CO <sub>2</sub> det studerade energisystemet får släppa ut eller olika nivåer på koldioxidskatten.
<b>Vilket tidsperspektiv analyseras?</b>	Ekonomin antas vara i jämvikt i utgångsläget och förväntas hitta en ny jämvikt efter 10-15 år.	En tidsperiod bestående av upp till nio tidssteg analyseras. Tidsperiodens längd kan variera beroende på hur långa tidssteg som väljs, men ofta är den analyserade tidsperioden totalt 20-50 år.
<b>Hur beaktas anpassningskostnader?</b>	Samhällsekonomiska kostnader på makronivå i form av BNP-förändringar och andra makroekonomiska variabler. Anpassningskostnader för att nå en ny jämvikt, d.v.s. "vägen dit" modelleras inte.	Kostnader för användning av olika tekniker finns med. Dessa visar vilken teknik som är billigast att använda. Antaganden görs om hur kostnader och teknisk prestanda förändras över tid eller som funktion av hur mycket tekniken använts.
<b>Hur belyses sektoreffekter?</b>	Resultat för 17 olika näringslivssektorer plus offentliga sektorn. 20 varugrupper. Möjlighet att dissaggregera till 45 sektorer.	MACRO är en tillväxtmodul för hela ekonomin. ej uppdelad på sektorer. Eftersom MARKAL använder indata på bl.a. tekniker för el- och värmeproduktion samt energieffektivisering kan denna sektor beskrivas detaljerat.
<b>Illustreras fördelnings-effekter av policy-förändringar i modellen?</b>	Fördelningseffekter för 6 olika hushållsgrupper (inkomst och befolkningsdensitet) är möjlig.	Nej.
<b>Beaktas nya tekniker och teknikutveckling?</b>	Nej. Eftersom det inte finns nya tekniker (t.ex. sol- och vindkraft) i EMEC kan samhällsekonomiska kostnader överskattas. Detta kan förväntas vara fallet vid stora förändringar i t.ex. nivån på koldioxidskatten, vilket kan innebära att nya tekniker blir företagsekonomiskt lönsamma.	Ja. uppskattning av kostnader för olika tekniker finns med (se också ovan). Kostnader för tekniker antas. Därmed kan osäkerheten förväntas öka med analysens tidsperspektiv. Eftersom modellen alltid väljer den billigaste tekniken, utan hänsyn till t.ex. riskspridning, så kan den överskatta teknikövergångar (den s.k. 'flip-flop' effekten).
<b>Fångas teknologiska läroeffekter i modellen?</b>	Nej, EMEC kan dock beakta läroeffekter genom att exogen ange storleken av dessa i produktionsfunktionen.	Ja. Läroeffekter (learning-by-doing) kan hanteras genom att uppskatta förhållanden mellan försäljning på världsmarknaden och investeringskostnader i teknologier. Genom att se hur dessa kostnader minskar över tid är det möjligt att approximera även långsiktiga läroeffekter.
<b>Vad är modellens svaga sidor avseende utvärdering av klimatpolitik?</b>	Förenklad bild av energisystemet. Alternativa energikällor såsom sol- och vindkraft finns inte med.	Förenklad bild av samhälls ekonomin. Strukturomvandlingar och dess påverkan på tillgång och efterfrågan på energi fångas inte upp. Förändringar i efterfrågan på energitjänster och varor utanför energisektorn beskrivs bara mycket förenklat i MARKAL-MAKRO.
<b>Vad är modellens starka sidor avseende utvärdering av klimatpolitik?</b>	Fångar upp återverkningar i hela ekonomin. Ger en konsistent helhetsbild och ger den totala effekten på samhälls ekonomin av t.ex. utsläppshandel.	Den använder en rik flora av tekniker, både väl etablerade och sådana som ännu inte fått brett genomslag på marknaden.



MARKAL kan kopplas samman med olika moduler, varav MARKAL-MACRO är den som närmast går att jämföra med EMEC. MACRO är en makroekonomisk tillväxtmodell, där hela ekonomin modelleras som en aggregerad sektor. Detta gör den lämplig för analys av sambandet mellan ekonomin och miljön, t.ex. hur samhällsekonomin på ett aggregerat plan påverkas av energiprisförändringar. Den är dock inte lämplig för att studera hur olika sektorer i ekonomin påverkas av policyförändringar. MACRO-modulen kan sägas komplettera MARKAL:s 'bottom-up' med en 'top-down' ansats. När MARKAL hittat de kostnadsoptimerande valen sker en återkoppling till MACRO. Om de nya teknikerna innebär lägre energikostnader ökar energiefterfrågan. Denna information används då som ny indata i MARKAL som gör en ny kostnadsoptimering givet den nya energiefterfrågan. Denna process repeteras till dess att högsta möjliga konsumentnytta uppnås (Goldstein och Greening, 2001).

MARKAL bygger på tekniskspecifika kostnader och beaktar inte den kontext i vilken tekniken implementeras och används. Detta innebär att modellen tenderar att överskatta teknikövergångar (s.k. 'flip-flop' effekter). Denna överskattning förklaras till stor del av att kostnaderna för investeringar i kunskap och kostnader för att underhålla denna kunskap inte finns med. Detta innebär också att analysen av kostnadseffektivitet i MARKAL tenderar att underskatta de samhällsekonomiska kostnaderna av policyförändringar, i alla fall på kort sikt (jämför med diskussionen i avsnitt 3.2). Det är dock svårt att fånga upp dessa "kontextspecifika" effekter oavsett modellansats, men en förklaring till att kostnaderna för samhället ofta är större i s.k. 'top-down' analyser är att de fångar upp en del av dessa "trögheter" genom användande av empiriskt underlag om hur känsligt beteendet är för olika policyförändringar.<sup>80</sup> Det finns dock möjligheter att delvis anpassa modeller efter kontextberoende. Detta har också gjorts i MARKAL genom att olika kostnader för exempelvis vindkraften har använts, vilket i viss utsträckning kan anses avspegla olika kontexter såsom geografisk placering.

Förekomsten av läroeffekter ('learning-by-doing') kan integreras i MARKAL, genom att uppskatta förhållanden mellan försäljning på världsmarknaden och investeringskostnader i teknologier. Detta görs under förutsättning att vissa nyckelteknologier kan identifieras och att dessa kan antas utvecklas på ett förutsägbart sätt eller som funktion av ackumulerad erfarenhet (Goldstein och Greening 2001).<sup>81</sup>

---

<sup>80</sup> I en variant av MARKAL-NORDIC modelleras energianvändning med hjälp av priselasticiteter, vilket innebär att modellen då i högre grad liknar en partiell jämviktsmodell (se bl.a. Unger och Ahlgren, 2005).

<sup>81</sup> Berglund och Söderholm (2006) analyserar hur teknologiska läroeffekter integrerats i 'bottom-up' modeller.

### 6.5.2 Sammanfattande jämförelse mellan EMEC och MARKAL-MACRO

Det finns utvecklingspotentialer i alla modeller och jämförelsen i Tabell 6.6 skall vara ett stöd vid val och tolkning av modell och modellresultat. Alla modeller begränsas dock av tillgången på relevant indata. Dessutom, ju längre tidshorizonten är desto större är osäkerheten avseende antaganden om kostnader för bränslen, tekniker etc. Detta riktar också uppmärksamheten på bra dataunderlag och användandet av allmänt vedertagna, eller i alla fall tydligt redogjorda, beräkningskonventioner avseende kalkylvärden m.m.<sup>82</sup>

Det kan vara svårt för avnämare att tillgodogöra och förlita sig på modeller och modellresultat eftersom det ibland är svårt eller tidskrävande att helt se igenom vilka som är de kritiska antagandena. En annan svårighet består i den generella osäkerheten om kostnader för bränslen och tekniker, samt utvecklingen av olika makroekonomiska storheter, vilka beroende på antaganden kan påverka modellresultaten (t.ex. kostnaderna för en viss klimatpolitisk åtgärd) i stor utsträckning. Tabell 6.6 syftar till att bringa viss klarhet i en del av dessa svårigheter. Tabellens första kolumn visar de aspekter som vi valt att lyfta fram och är formulerade som frågor till EMEC respektive MARKAL-MACRO. I de två kolumnerna till höger sammanfattas sedan kortfattat hur de olika modellerna behandlar den aktuella aspekten. Det finns två viktiga punkter som är värda att lyftas fram:

- MARKAL är, på grund av dess uppbyggnad kring explicita teknologier (nya såväl som gamla), ofta ett bra alternativ för att analysera effekterna av ”teknikstödande” styrmedel (såsom elcertifikatsystemet). Speciellt relevant blir sådana analyser om de också tar hänsyn till känsligheten för prisförändringar.
- EMEC är speciellt lämpad för att analysera styrmedel med ekonomiövergripande effekter (vilket i praktiken ofta innebär ”utsläppsreducerande” styrmedel) där spridningseffekterna mellan samhällets olika sektorer är centrala (och även statsbudgeteffekterna är viktiga). Koldioxidskatten och energiskatten är bra exempel på detta.

Naturligtvis finns det också studier där det kan vara lämpligt använda båda modellerna för att belysa samma fråga, och/eller komplettera analysen med ytterligare (t.ex. ekonometriska) modeller.

## 6.6 Koldioxidskattens kostnadseffektivitet – en övergripande bedömning

Avslutningsvis diskuteras här koldioxidskattens kostnadseffektivitet utifrån vad som tidigare behandlats i avsnittet. Vi har som framgått ovan inte haft för avsikt att nagla fast en ”korrekt” bild av kostnadseffektiviteten hos koldioxidskatten som styrmedel, eller allmänt förorda en speciell typ av

---

<sup>82</sup> Se SIKA (2005) för vilka kalkylvärden som ASEK (Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyler) rekom-menderar. Se också Östblom (1999) för en beskrivning av EMEC:s struktur, kalibrering och parametervärden.

kostnadseffektivitetsanalys. Inte heller skall graden av koldioxidskattens kostnadseffektivitet slutgiltigt bestämmas. Det finns nämligen goda skäl till att vara ödmjuk inför möjligheten att korrekt och med stor säkerhet utvärdera graden av kostnadseffektivitet. Detta beror allmänt sett på bristande datatillgänglighet och att alla analyser med nödvändighet använder förenklade modeller av verkligheten. Låt oss börja avsnittet med att gå igenom några svårigheter som är förknippade med en utvärdering av koldioxidskattens kostnadseffektivitet.

#### 6.6.1 Svårigheter med att utvärdera koldioxidskatten

En första svårighet är att, framför allt *ex ante*, tillräckligt beakta den incitamentsstruktur som koldioxidskatten skapar. I synnerhet är det svårt att ta hänsyn till teknisk utveckling (förändringar i teknologier, nya teknologier, effektiviseringar i energi- och materialanvändningen etc.), och teknologiska läroeffekter. Teknisk utveckling och teknologiska läroeffekter är också det som kan förväntas följa av ett styrmedel såsom koldioxidskatten (även om dessa effekter i sig inte utgör de som ytterst motiverar skattens införande). Förklaringen till svårigheterna att ta hänsyn till teknisk utveckling och teknologiska läroeffekter är att det helt enkelt är svårt att modellera dessa, eftersom man inte vet hur den tekniska utvecklingen kommer att se ut. Detta kan innebära att de samhällsekonomiska kostnaderna för koldioxidskatten överskattas *ex ante*. Även om det är begripligt att svårigheterna att fånga dessa effekter finns, är det problematiskt ur ett utvärderingsperspektiv. Substitution mellan insatsfaktorer och dynamiska effektivitetsvinster är just det som teoretiskt kan förväntas av miljöskatter (se t.ex. Andersen m.fl., 2000). Att tidpunkten för teknisk utveckling och vinsterna av läroeffekter också är svåra att bestämma komplicerar utvärderingar ytterligare. Genom användandet av marknadsbaserade styrmedel, såsom koldioxidskatten, finns det dock ett ”kontinuerligt” incitament till att hitta så billiga lösningar för att minska koldioxidutsläppen som det bara är möjligt. Många ”billiga” lösningar kan därför förväntas komma till stånd via teknisk utveckling.

Ett andra skäl till att det är svårt att göra utvärderingar av kostnadseffektiviteten, i alla fall *ex ante*, är att förändringar av koldioxidskatten ofta görs som en del av ett större ”policy-paket” och att nivån på koldioxidskatten också förändras över tid. Detta gör det svårt att isolera effekten av en specifik skatteförändring. Analyser av karaktären ”allt annat lika” tenderar då också att bli hypotetiska, om än teoretiskt korrekta, beskrivningar av möjliga skatteförändringar mer än en analys av faktisk förd politik. *Ex post* är dock möjligheterna större att analysera förändringar av koldioxidskatten, även om problemet att veta vad som hade hänt om inte den faktiska förändringen av koldioxidskatten blivit verklighet kvarstår. Problemet består i att det är svårt att kontrollera för allt annat som händer i ekonomin (se

också avsnitt 6.3.1), och det faktum att förändringar i koldioxidskatten kan förväntas påverka samhällsekonomin på flera sätt.

Ett tredje skäl är ”bredden” av kostnadseffektivitetsanalysen. En partiell utvärdering utan hänsyn till totala effekter på samhällsekonomin riskerar att missa centrala delar av de samhällsekonomiska kostnaderna som är förknippade med koldioxidskatten. Denna risk kan också förväntas vara större om styrmedlet påverkar hela ekonomin, direkt eller indirekt. Eftersom koldioxidskatten är ett ”ekonomiövergripande” styrmedel, är en ”bredare” analys angelägen. I detta avsnitt har vi illustrerat det faktum att marginalkostnadsvillkoret för kostnadseffektivitet inte med nödvändighet gäller i ett allmän jämviktsperspektiv. Vår analys visar inte minst att olika utformningar av energiskattesystemet inte påverkar de makroekonomiska variablerna i någon större utsträckning. Det verkar också svårt att få stöd för argumentet att den nuvarande skattedifferentieringen och nedsättningsreglerna för tillverkningsindustrin, jord- och skogsbruk medför högre totala samhällsekonomiska kostnader, jämfört med att ha samma koldioxidskattenivå för alla sektorer.

Ett fjärde skäl är att koldioxidskatten kan ha stora effekter på företags- och sektornivå, vilket indirekt kan ha stora effekter på de samhälleliga kostnaderna. Även om betydelsen av att värna om konkurrensutsatt verksamhet genom att anpassa energiskatter ofta nämns, verkar det inte ha någon stor och avgörande betydelse sett till BNI och realinkomst. En annan bild träder dock fram på sektornivå. Dels framkommer det att en avskaffad differentiering av koldioxidskatten för järn- stål- och metallverk samt gruvor och mineralbrott har stor påverkan på strukturomvandlingen, i form av minskat förädlingsvärde för dessa branscher (över 3 procent). Analysen visar dock också att strukturomvandlingen för dessa branscher blir ännu större om dessutom nuvarande undantag tas bort. Till detta skall läggas att undantag och nedsättningsregler kan ha en helt avgörande betydelse för enskilda företag.<sup>83</sup> Det bör också betonas i detta sammanhang att de samhällsekonomiska anpassningskostnaderna för att komma till den nya jämvikten inte har studerats närmare. Dessa kostnader kan vid stora förändringar i energiskattestrukturen vara avsevärda, och bör därför också beaktas.

Trots svårigheterna med att bestämma graden av kostnadseffektivitet skall detta inte hindra att utvärderingar av kostnadseffektivitet görs. Det är dock viktigt att klargöra vilken typ av kostnadseffektivitetsanalys som har gjorts och vilka begränsningar denna är behäftad med.

## 6.6.2 Koldioxidskatten skapar incitament som bidrar till hög kostnadseffektivitet

---

<sup>83</sup> Även om betydelsen av enskilda företags behov av nedsättningar och undantag inte har studerats här, vare sig genom EMEC eller på annat sätt, är det viktigt att betona att vissa företag kan vara helt beroende av att vara berättigade till nedsättning och/eller undantag. Exempel på sådana företag återfinns bl.a. inom cement- och kalkindustrin

Vi har fortlöpande i denna rapport betonat behovet av att rikta fokus för utvärderingar mot den incitamentsstruktur som styrmedlet ger upphov till. Utifrån detta perspektiv kan det konstateras att koldioxidskatten har många egenskaper som gör att det finns goda skäl att tro att den i en övergripande bedömning är ett förhållandevis kostnadseffektivt styrmedel:

- Den skapar en gemensam ”prislapp” för många aktörer, vilket också innebär att marginalkostnadsvillkoret uppfylls för dessa.
- Kostnaderna för att administrera koldioxidskatten bedöms vara låga. Incitamentet för den som ger upphov till utsläpp att hitta sätt att minska dessa är starkt, och myndigheter behöver inte ”kontrollera” att aktörerna uppfyller vissa specifika krav (förutom vad som gäller administration av nedsättningsregler).
- Trots att det statistiska marginalkostnadsvillkoret inte är uppfyllt för *alla* aktörer, p.g.a. nuvarande skattnedsättning för vissa verksamheter, finns det ändå skäl att tro att koldioxidskattens nuvarande utformning är kostnadseffektiv sett ur ett ekonomiövergripande perspektiv. Skillnaden mellan det nuvarande energiskattesystemet och ”borttagen differentiering” eller ”borttagen differentiering plus att undantagen försvinner”, är således ur ett samhällsekonomiskt kostnadsperspektiv med andra ord liten på längre sikt (se avsnitt 6.4).
- De dynamiska effekterna av koldioxidskatten bidrar till kostnadseffektivitet över tid genom dess generella incitament till teknisk utveckling (som kan minska utsläppen och därmed skattebetalningarna).

### 6.6.3 Möjligheter att höja kostnadseffektiviteten i klimatpolitiken

Det kan finnas möjligheter att öka kostnadseffektiviteten i klimatpolitiken genom förändringar i energi- och koldioxidskattesystemet i såväl Sverige som i det internationella regelsystemet, men också genom justeringar i andra styrmedel. I vissa fall får en högre kostnadseffektivitet dock förväntas ske på bekostnad av möjligheten att uppfylla andra politiska mål. Några möjligheter till högre kostnadseffektivitet kan dock vara:

- I linje med devisen ”ett mål, ett medel” eller ”ett marknadsmisslyckande, ett styrmedel” är det motiverat att se över huruvida det finns flera styrmedel för att korrigera för marknadsmisslyckandet. En förklaring till förekomsten av flera styrmedel, kan vara förekomsten av andra politiska mål. Exempelvis kan en höjning av koldioxidskatten av kostnadseffektivitetsskäl medföra icke-önskvärda fördelnings- eller regionalpolitiska effekter, vilka också kan vara svåra att kompensera för. Detta kan föranleda ett behov av att inte bara använda koldioxidskatten för att nå koldioxidmål. Det skall dock betonas att det utifrån kostnadseffektivitetssynpunkt inte

finns något skäl att införa flera styrmedel för samma mål, utan att kompletterande styrmedel för att minska utsläppen utifrån samhällsekonomisk synvinkel bör motiveras av att det också finns andra politiska mål/marknadsmislyckanden.

- Osäkerheten om framtida nivåer på koldioxidskatten kan förväntas minska villigheten till tidiga investeringar, bl.a. beroende på irreversibiliteten hos många investeringar och att värdet av investeringen är osäker (Dixit och Pindyck, 1994). Sett ur ett incitamentsperspektiv är det därför rimligt att förvänta sig att investeringar görs tidigare ju säkrare investeraren är på framtida nivåer av koldioxidskatten. En följd av detta resonemang är att teknisk utveckling i form av nya investeringar kan gå snabbare om det är möjligt att öka förutsägbarheten i klimatpolitiken. Ett europeiskt handelssystem för utsläppsrätter får anses vara ett exempel på ett styrmedel som på sikt kan minska osäkerheten om framtida policies, eftersom det sannolikt är svårare att göra förändringar i ett gränsöverskridande system.
- Det kan finnas ett ytterligare behov av kompletterande styrmedel för att stimulera teknisk utveckling trots att koldioxidskatten innebär ett incitament till teknisk utveckling. Koldioxidskatten uppvisar nödvändiga villkor för att vara dynamiskt kostnadseffektiv (generell, likformig, teknikneutral etc.), men det är inte säkert att den är tillräcklig. Styrmedelskomplement behövs förutsatt att det finns ytterligare marknadsmislyckanden i form av exempelvis ”underinvesteringar” i koldioxidreducerande teknologier.
- En naturlig anledning till att avskaffa koldioxidskatten för de verksamheter/aktörer som ingår i utsläppshandeln är att dessa två styrmedel båda är motiverade utifrån viljan att korrigera för marknadsmislyckandet av för stora utsläpp av koldioxid. Det finns emellertid vissa fiskala hänsyn att ta. Vid konstant statligt utgiftsbehov och om alla Sveriges koldioxidutsläpp ingår i utsläppshandelssystemet behöver andra skatter höjas med cirka 24 miljarder (år 2003) för att kompensera för avskaffandet av koldioxidskatten. Möjligheten att ta bort koldioxidskatten är därför i hög grad beroende av möjligheten att auktionera ut utsläppsrätter (där intäkterna från denna auktion tillfaller staten).<sup>84</sup> En alternativ möjlighet, i syfte att beakta de fiskala intressena, är att höja någon annan skatt i samband med att koldioxidskatten tas bort.<sup>85</sup>

---

<sup>84</sup> Den samhällsekonomiska önskvärdheten av att auktionera utsläppsrätter, jämfört med att dela ut dem gratis är väl känd (se t.ex. Cramton och Kerr, 2002). En auktionering skulle därför inte bara beakta de fiskala intressena, utan också vara att föredra ur ett samhällsekonomiskt effektivitetsperspektiv.

<sup>85</sup> Även om det kanske kan te sig naturligt att höja energiskatten, bör de fiskala behoven tillgodoses genom användandet av skatter som stör marknaden så lite som möjligt, d.v.s. en

- Ett avgörande skäl till den lägre koldioxidskatten för tillverkningsindustrin, jord- och skogsbruk (och att ingen energiskatt utgår för dessa sektorer) är viljan att ge det svenska näringslivet goda och rättvisa konkurrensvillkor relativt andra länder. Detta regleras också i viss utsträckning genom EG-rätten, dels genom Energiskattedirektivets<sup>86</sup> minimiskattenivåer och dels genom EG-reglerna om statligt stöd (se SOU 2003:38 för en översyn av de EG-rättsliga förutsättningarna för statligt stöd). Även om graden av konkurrensutsatthet varierar mellan olika verksamheter, är det inte EG-rättsligt möjligt att differentiera koldioxidskatten efter detta. Utformningen av nedsättningen för näringslivet måste vara likformig och gälla hela näringslivet.

#### 6.6.4 Sammanfattande bedömning av koldioxidskattens kostnadseffektivitet

Kostnadseffektiviteten hos den nuvarande koldioxidskatten har varit god, och skatten fungerar som ett gott exempel på hur ett marknadsbaserat styrmedel kan ge upphov till stora utsläppsreduktioner till relativt låga samhällsekonomiska kostnader. Det kan konstateras att det ur kostnadseffektivitetsperspektiv inte behöver vara ett avsteg att differentiera skatten mellan sektorer. Det kan dock också konstateras att det är svårt att hävda att just den nuvarande differentieringen är att föredra (framför andra) utifrån kostnadseffektivitetssynpunkt. Skillnaden mellan de studerade utformningarna av energiskattesystemet (nuvarande energiskattesystem och kalkyl 1 och 2 i avsnitt 6.4) är små i det makroekonomiskt utfallet. Denna slutsats kan eventuellt förändras om kostnaden för att släppa ut koldioxid förändras avsevärt i konkurrentländer och att konkurrensförhållandena mellan produktion i Sverige relativt omvärlden förändras. Stora förändringar i omvärlden innebär därmed att det kan finnas ett behov av att uppdatera analyserna. De största skillnaderna mellan de studerade scenarierna återfinns på sektorsnivå. Även om de olika scenarierna på ett aggregerat plan inte ger starkt stöd för det ena eller det andra energiskattesystemet sett ur samhällsekonomiskt kostnadsperspektiv, kan sektorseffekterna vara en viktig del av beslutsunderlaget vid eventuella förändringar av utformningen av koldioxidskatten.

---

strävan efter optimal beskattning är önskvärd. Det är därför inte alls säkert att det just är energiskatten som bör höjas.

<sup>86</sup> Se Direktiv 2003/96/EG av den 27 oktober 2003 om en omstrukturering av gemenskapsramen för beskattning av energiprodukter och elektricitet (EUT L 238/51, 31.10.2003).

## Kapitel 7

# STYRMEDEL FÖR ENERGIEFFEKTIVISERING: VILLKOR FÖR KOSTNADSEFFEKTIVITET

### 7.1 Inledning

Detta kapitel syftar till att ge en fördjupad diskussion om hur olika styrmedel som syftar till ökad energieffektivisering kan utvärderas utifrån dessas förmåga att främja kostnadseffektivitet. Med energieffektiviseringsåtgärder åsyftas här sådana åtgärder som gör det möjligt att uppfylla samma behov fast med minskad energianvändning (t.ex. minskad energiåtgång för att producera en vara i en viss mängd), eller att med samma energiförbrukning få ut större nytta (t.ex. fler varor) än tidigare.<sup>87</sup> Kapitlet bidrar dels med en generell analys av frågor som är centrala för att bedöma kostnadseffektiviteten, och dels med en analys av vissa utvalda styrmedels förmåga att främja kostnadseffektivitet på energieffektiviseringsområdet. Denna senare del av kapitlet behandlar i huvudsak existerande och planerade styrmedel, som syftar till att främja en effektivare elanvändning.

I inledningskapitlet betonade vi betydelsen av att skilja på analyser som syftar till att identifiera kostnadseffektiva åtgärder å den ena sidan och analyser som inriktar sig på *styrmedels förmåga att främja kostnadseffektivitet* å den andra. Denna distinktion är värd att upprepa inför den analys som följer i detta kapitel. Det hävdas exempelvis ofta att energieffektivisering utgör ett synnerligen kostnadseffektivt sätt att åstadkomma minskade utsläpp av växthusgaser på. I sitt *Green Paper on Energy Efficiency (2005)* konstaterar Europeiska Kommissionen bl.a.:

”Energy saving is without doubt the quickest, most effective, and most cost-effective manner for reducing greenhouse gas emissions, as well as improving air quality, in particular in densely populated areas. It will therefore help Member States in meeting their Kyoto commitments.” (s. 5)<sup>88</sup>

Det är lite som talar för att detta påstående överlag är sant; det finns med stor säkerhet såväl dyra som billiga energieffektiviseringsåtgärder och en kostnadseffektiv åtgärdsarsenal för att minska mängden växthusgaser består med största sannolikhet av en kombination av olika typer av åtgärder (varav de som bidrar till en effektivare energianvändning bara utgör en delmängd). Men det är minst lika viktigt att påpeka att styrmedel som syftar till att öka graden

---

<sup>87</sup> Det är naturligtvis ofta svårt att fastställa ett s.k. baseline scenario. Vi kommer dock i detta kapitel inte att för-djupa oss i detalj i denna metodologiska fråga.

<sup>88</sup> Liknande formuleringar kan hittas i bl.a. IPCC (2001) samt UNDP (2002).



av energieffektivitet inte alls behöver främja en kostnadseffektiv reduktion i klimatpåverkan (se vidare avsnitt 7.4); det är heller inte säkert att de främjar en kostnadseffektiv ökning av energieffektiviteten *per se*.

Eftersom styrmedel för energieffektivisering ofta motiveras med hänvisning till en rad olika energi- och miljöpolitiska målsättningar ägnas avsnitt 7.2 åt att diskutera på vilket sätt kostnadseffektivitetsanalysen påverkas av hur målet med dessa styrmedel definierats. I avsnitt 7.3 försöker vi att identifiera de marknadsmisslyckanden som kan motivera införandet av styrmedel för att främja energieffektivisering. Avsnitt 7.4 diskuterar kort huruvida styrmedel för energieffektivisering kan bidra till en kostnadseffektiv klimatpolitik. I avsnitten 7.5-7.6 analyseras i allmänna termer två kategorier av styrmedel, som båda används frekvent i många länder för att främja ökad energieffektivitet. Dessa är informativa styrmedel (avsnitt 7.5) samt s.k. ”frivilliga” avtal (voluntary agreements) (avsnitt 7.6). Avsnitten 7.7-7.9 analyserar sedan (med utgångspunkt från ”lathunden” i kapitel 4) tre specifika styrmedel, som antingen redan existerar i Sverige – Program för energieffektivisering (PFE) (avsnitt 7.7) samt stöd till energieffektivisering i offentliga byggnader (avsnitt 7.8) – eller som planeras att införas såsom s.k. ”vita certifikat” (avsnitt 7.9). Kapitlet avslutas i avsnitt 7.10 med några sammanfattande kommentarer.

## 7.2 Energieffektivisering som mål eller medel i energipolitiken

Utvärderingar av kostnadseffektiviteten hos styrmedel för energieffektivisering är svåra att genomföra utifrån perspektivet ”ett mål – ett medel” (se avsnitt 2.6). Ett av skälen till denna ”snårighet” är att energieffektivisering politiskt ofta motiveras på flera olika sätt (t.ex. ökad försörjningstrygghet, bidragande till uppfyllande av kort- och långsiktiga klimatmål, underlätta en avveckling av kärnkraften etc.). I detta sammanhang ses energieffektivisering som *ett medel* för att nå *flera mål*. En annan vanlig utgångspunkt är att *flera* styrmedel används och/eller föreslås för att uppfylla *målet om ökad energieffektivisering*. Dessa styrmedel bidrar dessutom ofta till uppfyllande av andra politiska mål (t.ex. sysselsättning). Det finns således goda förutsättningar för att blanda ihop mål och medel i detta sammanhang, men för att kostnadseffektivitetsanalysen ska bli meningsfull är det viktigt att lyfta fram ett fåtal primära mål med respektive styrmedel. Låt oss först ta en närmare titt på hur energieffektivisering kommenteras i några centrala policydokument.

Enligt 1997 års energipolitiska beslut (Prop. 1996/97:84) skall det övergripande målet för energieffektivisering vara att med bibehållen välfärd utnyttja samhällets resurser så effektivt som möjligt. I en senare regeringsproposition (Prop. 2001/02:143) anges att riktlinjerna för energipolitiken från detta beslut ligger fast och målet är att energin skall användas så effektivt som möjligt med hänsyn tagen till alla resurstillgångar. I en promemoria från regeringskansliet skriver man vidare:

”Energipolitiken skall skapa villkoren för en effektiv och hållbar energianvändning och en kostnadseffektiv svensk energiförsörjning med låg negativ inverkan på hälsa, miljö och klimat. Ett effektivt utnyttjande av resurser, inklusive energi, utgör grunden för ekonomisk tillväxt och är nödvändigt för en hållbar utveckling. Ett syfte med de statliga insatserna för en effektivare energianvändning är att stimulera användningen av befintlig energieffektiv teknik och att främja introduktion av ny energieffektiv teknik. En effektivisering av elanvändningen är också en viktig åtgärd i omställningen av energisystemet. Energiförsörjningen skall även i ökande utsträckning baseras på förnybara energikällor.” (Regeringskansliet, 2005b, s. 1-2)

Det grundläggande skälet till energieffektivisering är att det är samhällsekonomiskt angeläget med en effektiv energianvändning. Om det finns enkla och billiga åtgärder för att minska energianvändningen frigörs resurser till andra ändamål. Eftersom det alltid finns en alternativ användning för en resurs och vinsten av den alternativa användningen ofta är osäker, är det naturligtvis angeläget att styrmedel för en ökad energieffektivitet är utformade på så sätt att de bidrar till en hög kostnadseffektivitet, d.v.s. att styrmedlen säkerställer att de ”billigaste” åtgärderna faktiskt kommer till stånd. I de energipolitiska dokumenten framträder också mer specifika mål som energieffektiviseringen ska hjälpa till att uppnå. Av de energipolitiska målen i 1997 års och 2002 års energipolitiska program (Prop. 1996/97:84; Prop. 2001/02:143) framgår det bl.a. att energieffektivisering är viktigt eftersom: (a) försörjningstryggheten måste säkras, inte minst tillgången på el; (b) kärnkraften ska ersättas; samt (c) ny teknik behöver introduceras. Strategin för effektiv energianvändning berör också i hög grad flera av de svenska miljö kvalitetsmålen, inte minst ”frisk luft”, ”bara naturlig försurning” samt ”begränsad klimatpåverkan” (se också STEM, 2004b).

Ovan nämnda policydokument visar tydligt på den ambivalens som råder gällande energieffektiviseringens roll som mål eller medel i energipolitiken; ökad energieffektivisering stödjer många politiska mål men kan också ses som ett mål i sig självt. Eftersom kostnadseffektiviteten bara kan utvärderas om det finns ett tydligt mål att utgå från är det viktigt att försöka klargöra vad detta skulle bestå i. Vi kommer i detta kapitel att utgå från att det mål som de olika styrmedlen för ökad energieffektivisering ska uppnå är just *ökad energieffektivisering*, t.ex. antal MWh mindre elkonsumention per producerad enhet med hjälp av ny effektivare teknik. Även om detta kan låta som en självklarhet är dock så inte fallet. I avsnitt 7.4 analyserar och kritiserar vi bl.a. det vanligt förekommande argumentet att energieffektiviseringsåtgärder ska ses som medel för att uppnå lägre koldioxidutsläpp. Vår utgångspunkt är i stället att dessa styrmedel som i första hand ”teknikstödande” och inte ”utsläppsreducerande” (se också avsnitten 7.3-7.4).

### 7.3 Energieffektivisering och marknadsmisslyckanden

En viktig slutsats från kapitel 2 var att ett styrmedels kostnadseffektivitet i hög grad bestäms av dess förmåga att ”pricka in” ett relevant marknadsmisslyckande. Om ökad energieffektivisering är det mål utifrån vilket energieffektiviseringsstyrmedel ska utvärderas, måste vi således ägna kraft och tid åt att identifiera det eller de marknadsmisslyckanden som motiverar införandet av sådana styrmedel. Detta avsnitt bidrar med en generell diskussion kring detta.

Då styrmedel för energieffektivisering diskuteras och/eller utvärderas är det viktigt att ha klart för sig att eftersom de flesta energiprodukter säljs och köps på ekonomiska marknader har de som använder energi oftast ett intresse av att hushålla med sin energianvändning.<sup>89</sup> Då exempelvis elpriset stiger ges elanvändarna ett incitament att investera i åtgärder som gör produktionen mindre elintensiv. Styrmedel riktade mot energieffektivisering är således motiverade endast om denna ”marknadsdrivna” effektivisering anses vara för ”blygsam” ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Det har sedan länge pågått en debatt – inte minst mellan ekonomer och ingenjörer – om behovet av politiska styrmedel för att påskynda energieffektiviseringen.<sup>90</sup> Mycket av diskussionen har handlat om vilka marknadsbarriärer som utgör legitima skäl till statlig styrning riktad mot energieffektivisering. Ekonomer betonar vanligen (till skillnad från många ingenjörer) att alla *marknadsbarriärer* (d.v.s. alla faktorer som på något sätt hindrar spridningen av ny effektivare energiteknik) inte utgör *marknadsmisslyckanden*, och det är bara om det senare existerar som styrmedel är ekonomiskt befogade. Det finns med andra ord marknadsbarriärer som inte utgör marknadsmisslyckanden, och det är viktigt att klargöra när så är fallet.

De *marknadsmisslyckanden* som kan motivera införandet av styrmedel för energieffektivisering är främst relaterade till tillgången på information. Jaffe och Stavins (1994a) identifierar ett antal viktiga informationsbaserade källor till marknadsmisslyckanden inom energieffektiviseringsområdet:

- Information är en kollektiv vara; när den väl tillhandahållits (t.ex. via FoU) kan den ofta användas av flera aktörer till en mycket låg kostnad. Den enskilde aktören kan således inte alltid tillgodogöra sig alla fördelar av sina informationssökningsinsatser och har därför inte ett tillräckligt starkt incitament att genomföra dessa (se t.ex. Schneider och Goulder, 1997). På en fri marknad kommer med andra ord för lite kollektiv information att ”produceras”, och styrmedel som

<sup>89</sup> Undantag från detta är naturligtvis de fall där användarna av olika skäl inte är vinstdrivande verksamheter och/eller av andra skäl inte har några incitament att hålla nere kostnaderna. Energianvändningen i det forna Sovjetunionen utgör ett exempel på en sådan situation (se t.ex. Dienes m.fl., 1994).

<sup>90</sup> Se t.ex. Jaffe m.fl. (1999) samt *Annual Review of Energy and the Environment* (1995).

riktar in sig på stödjandet av ny energieffektiv teknik är således samhällsekonomiskt motiverade.

- Själva implementeringen av ny energieffektiv teknologi utgör också en källa till information för andra aktörer, och ger således upphov till en positiv extern effekt (läroeffekt). Detta motiverar införandet av styrmedel för ökad teknikspridning.
- Det existerar ofta en rolluppdelning mellan den som ansvarar för energianvändningen och således också för energieffektiviseringsåtgärderna (t.ex. hyresvärden i ett hyreshus), och den som betalar energiräkningen (t.ex. hyresgästen). Även om hyresvärden har tillgång till bra information om möjliga energibesparingsåtgärder kommer dessa åtgärder endast att genomföras om denne kan tillgodogöra sig hela värdet av investeringen, och detta kräver att hyresvärden på ett trovärdigt sätt kan övertyga hyresgästerna om åtgärdens ekonomiska värde och på så sätt motivera en hyreshöjning.<sup>91</sup> Inom den ekonomiska litteraturen benämns detta för 'principal/agent' problemet, och bygger i grunden på förekomsten av s.k. *asymmetrisk* information.

Dessa typer av marknadsmisslyckanden bör i de flesta fall vara vägledande för analyser av kostnadseffektiviteten hos styrmedel för energieffektivisering, och vi har sett att dessa ofta stödjer synen att styrmedel för energieffektivisering bör ses som "teknikstödjande styrmedel" (se avsnitt 2.5). Det finns dock ytterligare ett marknadsmisslyckande, dock icke-informationsrelaterat, som är relevant i detta sammanhang. Vi har redan påpekat att priset på energi utgör ett viktigt incitament för användarna att finna vägar för att minska sitt beroende av energiprodukter. Men om det är så att det pris som användarna betalar inte fullt ut reflekterar den (marginella) samhällsliga kostnaden av energiproduktionen, kommer priset att vara för lågt och därmed blir också incitamenten till energieffektivisering på användarsidan för svaga. Det finns flera skäl till att så kan vara fallet; i en svensk kontext kanske det är mest relevant att nämna det faktum att för vissa energisektorer är inte alla miljökostnader fullt ut internaliserade (t.ex. elsektorn har under en lång tid varit helt undantagen från koldioxidskatt).<sup>92</sup> I avsnitt 7.4 utvecklar vi denna diskussion i fallet med koldioxidskattens effekter på incitamenten till energieffektivisering.

Det finns en rad exempel på *marknadsbarriärer* som motverkar ökad energieffektivisering, men som dock *inte* är att betrakta som marknadsmisslyckanden (Jaffe and Stavins, 1994b). Vi ska här lyfta fram två exempel:

---

<sup>91</sup> På motsvarande sätt kan det vara svårt för en hyresgäst som investerat i en energibesparande åtgärd att övertyga hyresvärden om att denne borde sänka hyran.

<sup>92</sup> Andra skäl till att energipriserna är för låga kan vara att priserna är subventionerade eller reglerade (se t.ex. Jaffe och Stavins, 1994a).

- Transaktionskostnader (t.ex. sökkostnader) relaterade till implementeringen av en given teknologi. Vi påpekade ovan att ”varan” information i hög grad har kollektiva egenskaper, men det finns också viktiga privata komponenter även här. Ett företag som vill investera i ny energieffektiv teknologi betalar inte endast inköpspriset för exempelvis den nya anläggningen utan det måste även spendera resurser på att leta efter pålitliga leverantörer och förhandla med dessa. Likväl måste det lära sig om hur den nya tekniken kan implementeras på bästa sätt i den egna verksamheten. Dessa kostnader är – även om de är svåra att mäta – lika ”verkliga” som de rena ingenjörskostnaderna, men de är inte källan till något marknadsmisslyckande.<sup>93</sup>
- Tidigare studier har visat att många av de potentiella användarna av ny effektivare energikonsumerande utrustning ofta tillämpar höga avkastningskrav (Ibid.). Osäkerhet om framtida energipriser och svårigheter att i övrigt förutse de potentiella vinsterna med åtgärden bidrar till detta. Osäkerhet utgör dock i sig inget marknadsmisslyckande; snarare kan detta helt enkelt reflektera det enkla faktum att dessa aktörer har riskaverta preferenser.

I vår genomgång av olika styrmedel för energieffektivisering (avsnitten 7.7-7.9) återkommer vi till mer specifika diskussioner om vilka marknadsmisslyckanden som bör utgöra utgångspunkten för kostnadseffektivitetsanalyserna i respektive fall. En viktig slutsats från detta avsnitt är dock att de marknadsmisslyckanden som motiverar införandet av styrmedel för energieffektivisering i hög grad liknar de som hindrar införandet av ny teknik, d.v.s. *positiva* externa effekter av lärande, implementering, och ny information. I nästkommande avsnitt visar vi dessutom att styrmedel för

---

<sup>93</sup> Det är dock en ganska vanligt förekommande uppfattning att de kostnader som uppstår vid implementeringen av en ny teknik utgör ett viktigt motiv till införandet av styrmedel för att övervinna dessa barriärer (se t.ex. Levine m.fl., 1995 samt Miljövårdsberedningen 2004:2, s. 13ff), men utifrån ekonomisk teori finns inget stöd för sådana argument. Detta bör på samma gång skiljas åt från det önskvärda i att *välja styrmedel* som beaktar att transaktionskostnaderna kan skilja sig åt mellan två olika aktörer/sektorer. Enligt det s.k. normativa Coase-teoremet (”law should be structured as to remove the impediments to private agreements”) (Cooter och Ulen, 2000), bör de styrmedel väljas som minskar förekomsten av asymmetrisk information och detta kan åstadkommas genom att den aktör ges ”ansvar” som sammanfaller med den som har lägst transaktionskostnader för den aktuella åtgärden (t.ex. energieffektivisering). Detta bör göras för att öka sannolikheten för att allokeringssmässigt effektiva transaktioner kommer till stånd. Ett exempel kan vara val av styrmedel där det å ena sidan finns många aktörer med relativt lite kunskap om energieffektiviserande åtgärder (t.ex. hyresgäster) och å andra sidan få aktörer med mycket kunskap (t.ex. energibolagen). I detta fall kan det vara önskvärt att lägga ”ansvaret” på energibolagen, eftersom de kan förväntas ha lägre transaktionskostnader för att hitta billiga åtgärder än de många hyresgäster som sannolikt har svårare att träffas och informera sig om vilka de rätta åtgärderna är. Om ansvaret låg på hyresgästerna skulle p.g.a. de högre transaktionskostnaderna färre energieffektiviserande åtgärder komma till stånd. Det önskvärda i detta förutsätter naturligtvis att också styrmedlet i sig är samhällsekonomiskt motiverat.

energieffektivisering inte *primärt* bör införas utifrån tanken att de ska internalisera *negativa* externa effekter (t.ex. koldioxidutsläpp).

#### 7.4 Energieffektivisering som klimatpolitiskt medel

Newell (2000) sammanfattar på ett bra sätt vår diskussion ovan och betonar på samma gång problemen med att använda styrmedel för energieffektivisering som ett *direkt* medel för att reducera utsläppen av växthusgaser:

”Policy initiatives should be directed toward supporting efforts aimed at addressing problems – such as the environmental externality of global climate change and inadequate information on technological opportunities – where the marketplace will not or has not operated effectively.” (p. 14).

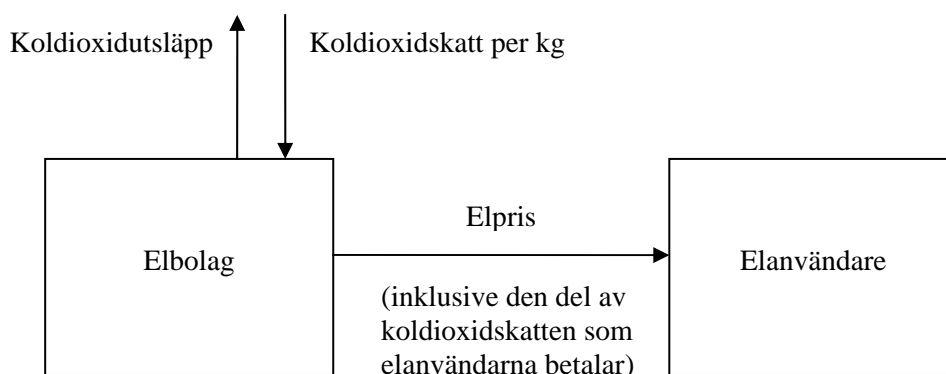
”Energy-efficiency improvements certainly can be relevant for climate policy; however, it is also important to remember that primary fuels differ substantially in terms of their GHG emissions per unit of energy consumed. Policies focused on energy use rather than GHG emissions run the risk of orienting incentives and efforts in a direction that is not cost-effective. In particular, policies focused on energy efficiency ignore the other important way in which GHG emissions can be reduced – namely by reducing the carbon content of energy. [...] Economists generally prefer to focus policy instruments directly at the source of a market failure. Policies focused on carbon emissions – such as tradable carbon permits or carbon fees – will provide incentives for conserving particular fuels in proportion to the fuels’ GHG content.” (p. 17).

Figur 7.1 illustrerar och utvecklar med ett enkelt exempel Newells resonemang, och här visas en elproducent som levererar el till en ”elanvändare”. Elproduktionen sker delvis med hjälp av fossila bränslen, och elföretaget betalar en koldioxidskatt för sin användning av fossila bränslen. Skattenivån är differentierad utefter respektive bränsles bidrag till koldioxidutsläppen, och på så sätt ger den ett tydligt incitament för elproducenten att exempelvis byta bränsle från kol till naturgas eller t.o.m. ersätta den fossilbaserade delen av produktionen med förnyelsebara energikällor. Denna enkla modell kan användas för att härleda två viktiga slutsatser rörande energieffektivisering och klimatmålet:

- *Koldioxidskatten skapar ett incitament till energieffektivisering.* Koldioxidskatten betalas på konsumtionen av fossila bränslen, men en del av denna skatt kommer att vältras över på elanvändarna i form av ett högre elpris. Ju svårare det generellt sett är för elsektorn att undvika koldioxidutsläpp, desto högre blir prisökningen på slutprodukten el, och desto starkare blir incitamenten för elanvändarna att vidta energisparande åtgärder. Generellt kan sägas att en koldioxidskatt skapar ett incitament att vidta *alla typer av*

åtgärder som minskar koldioxidutsläppen och energieffektiviseringsåtgärder utgör naturligtvis exempel på sådana. Genom denna ”flexibilitet” i åtgärdsstrategier är därför också koldioxidskatten ett kostnadseffektivt klimatstyrmedel (se kapitel 6).

- *Styrmedel för energieffektivisering skapar inte incitament till en kostnadseffektiv koldioxidreduktion.* Detta är fallet eftersom sådana styrmedel endast tillåter ekonomins aktörer att minska på koldioxidutsläppen genom att minska på elanvändningen, och inte genom bl.a. bränslebyte. Det kan t.o.m. vara så att de energieffektiviseringsåtgärder som styrmedlet stimulerar fram inte alls får några effekter på koldioxidutsläppen (om exempelvis ”marginalbränslet” i elproduktionen är förnyelsebart).



Figur 7.1: Energieffektivisering och klimatpolitiska styrmedel

Det är dock viktigt att inte tolka dessa slutsatser som att styrmedel för energieffektivisering inte är nödvändiga om specifikt klimatpolitiska styrmedel redan implementerats. Ett skäl är naturligtvis att energieffektivisering kan ses som ett viktigt mål i sig självt, och om viktiga marknadsmisslyckanden existerar (se bl.a. avsnitt 7.3), är dylika styrmedel samhällsekonomiskt motiverade. Styrmedel för energieffektivisering kan dessutom mer specifikt spela en central roll i klimatpolitiken även om de inte utvärderas direkt utifrån dessas koldioxidreducerande potential. I avsnitt 2.5 betonade vi betydelsen av att i klimatpolitiken kombinera miljöstyrande och teknikstödjande styrmedel, och eftersom ny energieffektivare teknik på sikt bidrar till minskad klimatpåverkan men kan ha svårt att spridas på marknaden (p.g.a. positiva externa effekter) är teknikstödjande styrmedel befogade. Det finns alltså ett gott argument för att exempelvis koldioxidskatten bör kompletteras med styrmedel för att stimulera teknikspridning och teknisk utveckling *utöver* koldioxidskattens incitament till detta (se t.ex. Schneider & Goulder, 1997).

Det är också viktigt att påpeka att i många sektorer (elsektorn i Sverige har länge utgjort ett exempel) har koldioxidutsläppen varit ”gratis”, inte minst

på grund av konkurrensskäl. Detta gör att priset på elektricitet blir lägre än vad som är samhällsekonomiskt motiverat, och incitamenten till energieffektivisering på användarsidan blir därför för svaga. Styrmedel för energieffektivisering kan då vara extra motiverade, men vi vill återigen hävda att detta innebär inte att dessas kostnadseffektivitet bör utvärderas utifrån utgångspunkten att de har ett specifikt koldioxidreducerande syfte.

### 7.5 Informativa styrmedel för energieffektivisering

Eftersom de marknadsmisslyckanden som kan kopplas till energieffektivisering till stor del handlar om ”informationsmisslyckanden” har en rad styrmedel för effektivare energianvändning varit av informativ karaktär. Dessa inkluderar ”åtgärder som syftar till att öka kunskapen om och stimulera intresset för ekonomiskt och miljömässigt motiverade energieffektiviseringar hos specifika användargrupper och allmänheten,” (STEM och NV, 2004, s. 128). Häri innefattas bl.a. informations- och utbildningsinsatser, den kommunala energirådgivningen, samt certifiering och märkning av energikrävande utrustning. Dessa styrmedels primära mål är således att ”skapa medvetenhet” och på ett plan kan sådana mål också utvärderas utifrån kostnadseffektivitetskriterier (se bl.a. diskussionen i avsnitt 5.1), men även i detta fall ser vi det som mest relevant att betrakta informativa styrmedel som komplement till andra – ”hårdare” – styrmedel som *explicit* syftar till att stimulera fram åtgärder som reducerar energianvändningen. Således bör också kostnadseffektivitetsutvärderingen betrakta dessa två typer av styrmedel som ett paket. Ett sätt att utvärdera ”mervärdet” av de informativa styrmedlen är exempelvis att med hjälp av enkäter riktade till hushåll och företag undersöka i vilken omfattning bl.a. märkning och rådgivning spelat en roll i de beslut om energieffektivisering som dessa aktörer tagit, samt om dessa styrmedel inneburit kostnadsbesparingar.

Ett argument som förekommer i debatten om styrmedel för energieffektivisering är: ”om informationsbrist är orsaken till en för blygsam energieffektiviseringsgrad, borde väl informativa styrmedel vara tillräckliga.” Detta argument är viktigt ur kostnadseffektivitetssynpunkt. Det mest kostnadseffektiva vore om informativa styrmedel var tillräckliga för att åstadkomma önskvärda energieffektiviseringsåtgärder. Det finns dock flera (inbördes stödande) skäl till varför ovanstående argument inte håller fullt ut:

- Även om informativa styrmedel medvetandegör exempelvis företag i en specifik bransch om reella kostnadsbesparingar, är det inte säkert att de åtgärder som vidtas är tillräckliga (ur ett samhällsekonomiskt perspektiv). Problemet med informationen som en ”kollektiv nytthet” kvarstår nämligen, och så länge informationen är just ”kollektiv” vet



respektive företag att det inte ensamt kan tillgodogöra sig alla fördelar av sina investeringar i ny information.

- För ett företag som ska investera i ny energieffektiv teknik finns två typer av informationsbehov: (a) vilka mer eller mindre färdiga lösningar/tekniker finns tillgängliga på ”marknaden” och till vilka priser; samt (b) hur väl kan jag implementera denna teknik i min anläggning och till vilken kostnad? Den information som kan tillhandahållas via statliga och kommunala informativa styrmedel kan nästan uteslutande relateras till den första av dessa punkter. För att åtgärden ska bli verklighet måste dock företaget även välja att implementera tekniken, men implementeringen i sig själv innebär en ”produktion av kollektiv information” (läroeffekter) som andra företag kan dra nytta av.

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att rena informativa styrmedel bara till delar löser de informationsmisslyckanden som kan existera på energimarknaderna. De hanterar kanske i första hand de problem som kan anknytas till förekomsten av assymetrisk information. De kommunala rådgivarna har viss kunskap om nya åtgärder som många företag och hushåll inte känner till, och som de på ett effektivt sätt kan sprida till dessa. På så sätt möter dessa styrmedel således vissa av de informationsbehov som aktörerna har, men de ändrar sällan den incitamentsstruktur som hindrar företag från att investera i åtgärder med betydande positiva externa informationseffekter.

## 7.6 Frivilliga avtal

Traditionellt har miljö- och energipolitiken byggt på styrmedel med starka ”top-down” egenskaper, t.ex. ekonomiska styrmedel, gränsvärden, teknikkraV etc. Under de senaste decennierna har dock intresset för s.k. ”frivilliga” avtal ökat. Dessa bygger på att en överenskommelse träffas med staten å den ena sidan och ett företag eller en hel bransch å den andra. Överenskommelsen innebär ofta att företaget/branschen åtar sig att göra vissa åtgärder för minskad miljöpåverkan (inklusive energieffektiviseringsåtgärder); staten bistår företagen med hjälp och/eller ekonomiska incitament – t.ex. reducerad skatt – för att de ska välja att delta i samarbetet.

Det finns på många håll en stark tilltro till effektiviteten hos ”frivilliga avtal”, och inte minst påpekas det i många sammanhang att sådana avtal tillåter en betydande flexibilitet i valet av åtgärdsstrategier och de är därför att betrakta som *kostnadseffektiva* styrmedel (se t.ex. Europeiska Kommissionen, 1996; NV och STEM, 2004). Ofta hävdas det att ”frivilliga” avtal kan leda till såväl billigare åtgärds-kostnader som lägre administrativa samt transaktionskostnader (Segerson och Miceli, 1998). I detta avsnitt analyserar vi dock dessa påståenden i mer detalj, och redogör även kort för de praktiska erfarenheter som finns av ”frivilliga avtals” effekter på andra länders energisektorer. Avsnitt 7.6.1 bidrar med en teoretisk diskussion om frågeställningar som är

centrala för att bedöma avtalens förmåga att främja kostnadseffektivitet, medan avsnitt 7.6.2 diskuterar erfarenheter av ”frivilliga avtal” från andra länder.

#### 7.6.1 Frivilliga avtal och kostnadseffektivitet: en teoretisk diskussion

Det är svårt att hitta exempel på empiriska studier av frivilliga avtals förmåga att främja kostnadseffektivitet i miljöpolitiken. Det finns dock ett antal studier som utifrån teoretiska resonemang härleder viktiga förutsättningar för hur sådana avtal kan främja kostnadseffektivitet, samt vilka faktorer som kan orsaka ineffektiviteter. De flesta av dessa studier fokuserar på industriövergripande avtal mellan exempelvis en bransch och staten, men mycket av de lärdomar som kan dras utifrån dessa analyser är, enligt vår mening, också relevanta för att förstå överenskommelser mellan ett enskilt företag och staten.

Golombek och Moen (1999) fokuserar analysen på en situation där en branschorganisation agerar på uppdrag av branschens företag och kommer överens med staten att branschen som helhet ska reducera sina utsläpp till en viss förutbestämd nivå. I gengäld lovar staten att inga nya regleringar eller skatter kopplade till dessa utsläpp ska införas. Författarna utgår från att branschorganisationer inte fullt ut kan kontrollera att varje enskilt företag följer den interna uppdelning av utsläppsreduktionerna som följer av avtalet med staten. Resultaten visar att – om alternativet är en skatt på utsläppen – finns en stor risk för att utsläpps begränsningen inte görs på ett kostnadseffektivt sätt. Anledningen är att de stora företagen har mer att vinna på en skattereduktion och kommer därför att i högre grad reducera sina utsläpp. De små företagen kan i stället ”åka snålskjuts” på de större företagens insatser, och marginalkostnaderna för utsläppsreduktion kommer att skilja sig åt mellan dessa två företagskategorier.

Glachant (1999) påpekar att förekomsten av asymmetrisk information hämmar kostnadseffektiviteten hos frivilliga avtal (och i stället stärker argumentet för att använda ekonomiska styrmedel). Han konstaterar bl.a. i sina slutsatser:

”[Voluntary agreements] are cost efficient in the following context: very large shared uncertainty, concentrated industrial sectors in which the heterogeneity in pollution abatement activities is low. In this respect, voluntary approaches which have been used to promote a move of traditional waste management scheme towards recycling (packaging recycling, car recycling) seem well suited. Indeed, this policy area is characterised by important changes in pollution abatement activities and thus gives birth to large uncertainties. Concerning CO<sub>2</sub> reduction agreements in high energy consuming industries, we can be more suspicious about the cost efficiency of voluntary approaches. As a matter of fact, in these sectors, given the weight of energy cost in total production costs, firms have paid much attention to energy saving activities for a long time. It can be assumed that the nature and the cost of

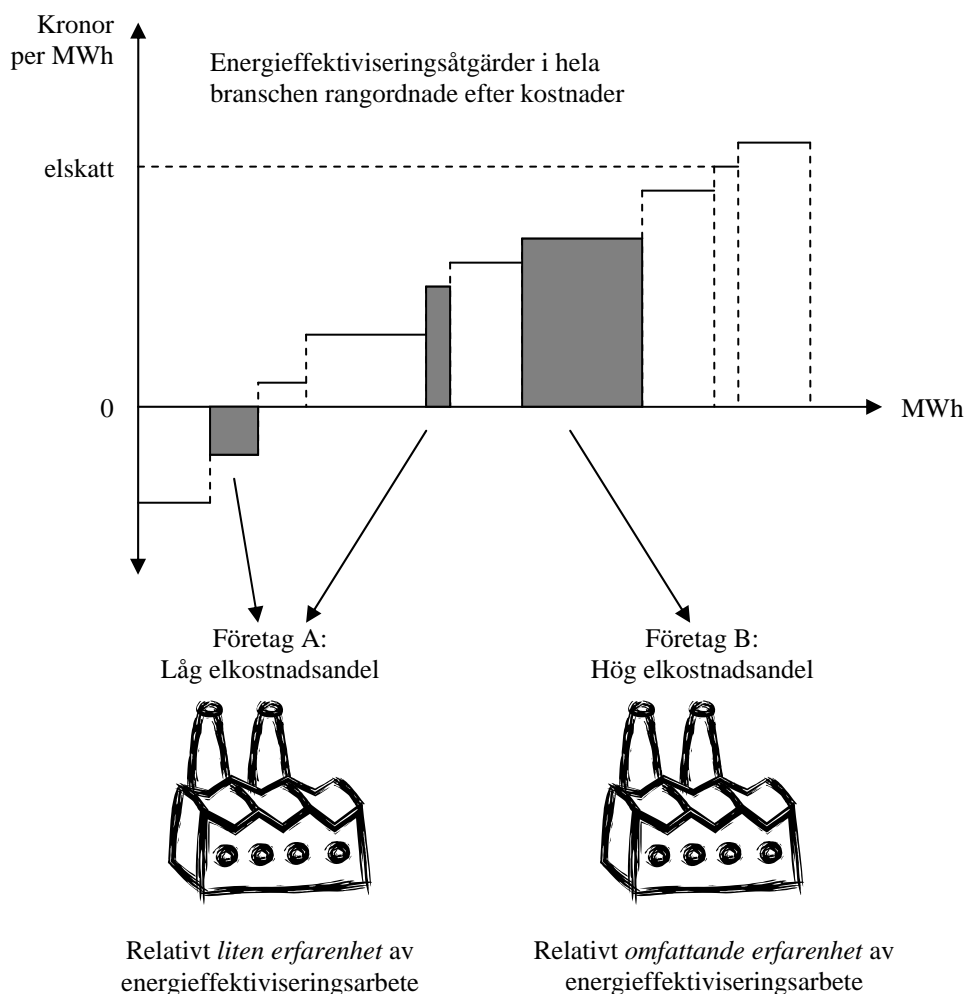
energy saving techniques are well known by each firm and that the informational context is asymmetric.”

Det Glachant säger går att uttrycka som att ”frivilliga avtal” fungerar bäst då det finns en ”gemensam osäkerhet” om de problem som ska lösas; alla inblandade aktörer har då lika starka incitament att vidta åtgärder för att minska osäkerheterna om exempelvis förekomsten av åtgärder och dessas kostnader. Om däremot exempelvis företagen har ett tydligt informationsöverläge över staten om dessa frågor, är det mer kostnadseffektivt med ekonomiska styrmedel. Styrmedel såsom skatter, avgifter, och utsläppsrätter har den fördelen att de ger företagen ett tydligt incitament att ”lyfta fram sina åtgärds-kostnader i strålkastarljuset”, d.v.s. genom sitt optimerande beteende som svar på t.ex. en utsläppsskatt ”avslöjar” företaget vilka kostnader och potentialer för utsläppsreduktion som det har. På så sätt kan problemet med asymmetrisk information förbigås. Vid ett frivilligt avtal däremot, består statens informationsunderläge och riskerna för kostnadsineffektiviteter blir mer omfattande. Även om Glachants studie fokuserar på industriövergripande avtal bör det stå klart att samma resonemang gäller i lika hög grad för företagsspecifika avtal.

Många studier pekar på den flexibilitet i åtgärdsstrategier som frivilliga avtal erbjuder, d.v.s. de stipulerar sällan hur exempelvis ökad energieffektivisering ska åstadkommas utan endast att den skall åstadkommas. Detta är en viktig egenskap som definitivt främjar kostnadseffektiviteten. Bizer (1999) menar dock att man inte bör överdriva denna egenskap, och påpekar bl.a. att även direkta regleringar/tillståndsprövningar ofta innebär ett betydande inslag av ”förhandlingar” där exempelvis hänsyn kan tas till företagets tekniska och ekonomiska situation. På så sätt kan man, enligt författaren, i princip hävda att skillnaden mellan många traditionella regleringar å den ena sidan och frivilliga avtal å den andra närmast är artificiell. Bizer (1999) ifrågasätter också – delvis på empiriska grunder – frivilliga avtals förmåga att främja teknisk utveckling och långsiktiga kostnadsreduceringar.

En relevant fråga för bedömningen av kostnadseffektiviteten hos företagsspecifika frivilliga avtal är frågan om ”självselektion”. Endast de företag som finner det meningsfullt att ingå ett avtal väljer att göra det. Det är viktigt att förstå konsekvenserna för kostnadseffektiviteten av detta val mellan att sluta avtal eller låta bli. Här går det att tänka sig många olika utfall beroende på avtalets utformning. Figur 7.2 försöker illustrera några möjliga effekter med hjälp av ett exempel som är starkt inspirerat av det svenska s.k. PFE-programmet (se också avsnitt 7.7). Företagen i detta exempel betalar i utgångsläget en skatt (per kWh) på sin elanvändning. Staten introducerar nu ett program för ökad energieffektivisering som går ut på att elskatten reduceras för de företag som ”frivilligt” väljer att införa ett energiledningssystem och således systematiskt arbeta för att kartlägga, identifiera och sedan genomföra elsparande åtgärder. Endast ”lönsamma” åtgärder med ett på förhand bestämt

avkastningskrav måste genomföras. Detta avkastningskrav är i praktiken ofta lägre än det som företaget normalt tillämpar i sina investeringsbeslut.



Figur 7.2: Illustration av självselektionsproblemet vid frivilliga avtal för energieffektivisering

Den övre delen av Figur 7.2 rangordnar ett antal ”branschomspännande” energieffektiviseringsåtgärder efter kostnad (vertikal axel) och potential (horisontell axel). Den vertikala axeln visar mer exakt *nettokostnaden* för respektive åtgärd, d.v.s. de åtgärder som ligger under nollstrecket är företagsekonomiskt lönsamma även i frånvaro av skatter och/eller statlig stöd medan de åtgärder som ligger ovanför nollstrecket måste ha ett extra incitament för att komma till stånd. Alla företag betalar en likformig elskatt och ges då ett incitament att vidta även icke-kommersiella åtgärder. Beroende på informationsbrister om kostnader och potentialer kommer dock inte alla ”kostnadseffektiva” åtgärder (d.v.s. de som ”ligger” under nivån på elskatten) till stånd; i Figur 7.2 antas dessa vara representerade av de skuggade åtgärderna.

Den nedre delen visar två av de företag som ingår i branschen, A och B. Företag A är ett företag med låg elkostnadsandel och i vilket således de historiska incitamenten att aktivt arbeta med energieffektivisering varit relativt måttliga. Samtidigt är det också rimligt att anta att den totala potentialen (mätt i MWh) är relativt låg helt enkelt eftersom företagets elförbrukning är relativt låg. I företag B å andra sidan är elkostnadsandelen hög, och erfarenheterna av att identifiera och driva igenom energieffektiviseringsåtgärder således relativt omfattande. Eftersom elförbrukningen är hög kan man dock också tänka sig att den fysiska potentialen för omfattande elbesparingar också är relativt hög. På basis av detta resonemang är det rimligt att anta att av de icke-identifierade åtgärder som illustreras i diagrammet kan de två med lägst kostnad men relativt låg potential hänföras till företag A. Det finns i detta företag relativt billiga men ej speciellt omfattande åtgärder som inte kommer till stånd trots det incitament som elskatten erbjuder. I Företag B kan man tänka sig att de billiga och enkla åtgärderna redan vidtagits men det kan fortfarande finnas en del dyrare åtgärder – kanske t.o.m. med hög besparingspotential – som elskatten inte lyckats stimulera fram.<sup>94</sup> Detta illustreras i Figur 7.2 av den skuggade åtgärden till höger i diagrammet.

Antag nu att båda företagen erbjuds möjligheten att införa ett energiledningssystem och samtidigt en skattereduktion. Vi antar för enkelhets skull att energiledningssystemet innebär att alla oidentifierade (i Figur 7.2 skuggade) åtgärder kan identifieras och genomföras så länge som avkastningskravet är tillräckligt lågt (och således flera åtgärder även ovanför nollstrecket bedöms som lönsamma). Kommer detta styrmedel att främja en kostnadseffektiv energieffektivisering?

Fördelen med elskatten är att den erbjuder en likformig ”prislapp” för alla företag i branschen och uppmuntrar på så sätt till en kostnadseffektiv fördelning, men nackdelen med skatten är att den inte i tillräcklig omfattning ”tvingar” alla företag att aktivt integrera energieffektivisering i det dagliga arbetet. Detta senare kan dock energiledningssystemet bidra till, och på så sätt kan detta system också främja kostnadseffektiviteten. I praktiken väljer dock företagen själva om de vill teckna avtal eller ej, och vilka som väljer att göra detta samt vilka som väljer att fortsätta betala skatten kan vara betydelsefullt ur kostnadseffektivitetssynpunkt. Det troliga är att företag med hög elkostnadsandel – och således också höga absoluta elkostnader – i första hand väljer att gå med. Dessa företag har kort sagt mest att vinna på att undvika elskatten. I Figur 7.2 representeras denna ”grupp” av företag B. Företag A å

<sup>94</sup> Det går naturligtvis att ifrågasätta om det verkligen finns speciellt stora oidentifierade lönsamma energieffektiviseringsåtgärder i energiintensiva företag (se t.ex. Ahnland, 2005, om LKABs energieffektiviseringsarbete). En orsak till att det trots allt kan göra det är att dessa företag ofta är stora, och då kan problem med asymmetrisk information (’principal-agent’ problem) uppstå på företagsnivå. De ingenjörer som kan processen bäst kanske inte alltid har incitament att leta tillräckligt efter besparingar även om företagsledningen prioriterar denna fråga högt.

den andra sidan har inga höga kostnader för elskatten och väljer troligen att fortsätta betala den. Ett problem med denna ”självelektion” är att de företag som har minst erfarenhet av energieffektiviseringsarbete väljer att stå utanför; de billiga skuggade åtgärderna i Figur 7.2 kommer således inte att identifieras som ett resultat av systemet. Å andra sidan är dessa åtgärders potential ganska liten så den totala kostnadseffektivitetsförlusten behöver inte vara hög. Företag B kommer däremot att lära sig att identifiera den åtgärd som inte redan vidtagits; eftersom företaget har en hög elförbrukning kan denna åtgärd ha en relativt hög potential. Självselektionsproblemet består således främst i att hos de företag som väljer att stå utanför finns troligtvis relativt billiga – men ännu ej identifierade åtgärder – och dessa kommer således ej heller att ”aktiveras”. Den totala kostnadsförlusten av detta utgör dock en empirisk fråga.

Systemet med frivilliga avtal leder också till en ”sektorsindelning” som kan hämma kostnadseffektiviteten. Om exempelvis elskatten ligger på en relativt hög nivå medan avkastningskravet i det ”frivilliga avtalet” är relativt lågt satt kan marginalkostnaderna för energieffektivisering skilja sig åt markant mellan de två grupperna.

#### 7.6.2 Praktiska erfarenheter av ”frivilliga avtal” från andra länder

För att öka energieffektiviteten och minska utsläppen av växthusgaser har många europeiska länder valt att införa så kallade frivilliga avtal mellan myndigheter och den energiintensiva industrin. Dessa avtal används ofta som komplement till redan befintliga styrmedel för att erbjuda konkurrensutsatta energiintensiva industrier ett alternativ till en skatt. Staten erbjuder kompensation till företagen i form av t.ex. en reducerad koldioxidskatt eller löften om att inga nya regleringar införs, mot att företagen frivilligt ingår avtalen (STEM och NV, 2004). I detta delavsnitt redogör vi kort för några av de lärdomar som kan dras från några av dessa avtalskonstruktioner. Vi fäster främst uppmärksamheten på det danska systemet, som är ett av de få frivilliga avtal vars kostnadseffektivitet har utretts, och avslutar kort med att kommentera några relevanta erfarenheter av frivilliga avtal inom andra sektorer.

##### *Storbritannien*

Det brittiska s.k. *Climate Change Programme*, vars mål är att minska koldioxidutsläppen med cirka sex miljoner ton kol, baserar sig på bl.a. på s.k. ”Climate Change Agreements” (CCAs). Utöver detta fungerar Carbon Trust<sup>95</sup> som ett stöd för industrin i form av råd om energibesparingar i syfte att på ett kostnadseffektivt sätt minska koldioxidutsläppen (andra styrmedel som används är utsläppshandel och byggnadsregleringar). CCA introducerades

---

<sup>95</sup> Carbon Trust är ett oberoende företag som finansieras av den brittiska regeringen, se [www.thecarbontrust.co.-uk/energy/pages/home.asp](http://www.thecarbontrust.co.-uk/energy/pages/home.asp). Företaget gör också egna investeringar för att påskynda utvecklingen av energieffektiva och koldioxidfria teknologier.

2001 och innebär att energiintensiva sektorer hade möjligheten att skriva på ett frivilligt avtal som löper under 10 år och som syftar till effektivare energianvändning och/eller utsläppsreduktioner. Genom att skriva under (vilket år 2002 mer än 10 000 verksamheter gjort inom 44 sektorer) får företaget 80 procent ”rabatt” på den s.k. ”climate change levy”, som är en skatt på (icke-transportrelaterad) energianvändning som infördes år 2001. Kriterierna som gäller för att ha rätt att medverka är en viss energiintensitet och att det går att påvisa att verksamhetens internationella konkurrenskraft behöver beaktas. Jämfört med år 2000 har utsläppen på ca tre år minskat med 3.5 miljoner ton kol, varav 2.5 miljoner ton har skett inom stålindustrin. Många företag har också redan nått sina mål för 2010 (British Government, 2004).

### *Nederländerna*

I Nederländerna används sedan början av 1990-talet frivilliga och långsiktiga avtal – Long-Term Agreements (LTA) – för tillverkningsindustrin. Avtalens utformning är olika för olika sektorer, men för att kunna åstadkomma ett avtal måste en sektor uppfylla vissa villkor.<sup>96</sup> Den holländska energimyndigheten startade implementeringen av LTA genom att göra ett urval av de viktigaste industribranscherna utifrån total energikonsumtion. Innan de långsiktiga avtalen slöts gjordes en inventering av de energibesparingsmöjligheter som fanns inom respektive sektor, och kombinerades med en teknisk analys av produktionsprocesserna. Resultaten av inventeringen skrevs ned i en långsiktig energieffektiviseringsplan för sektorn. Målet var att totalt sett minska energiintensiteten med 19 procent över perioden 1989-2000. Genom avtalen täcktes hela 72-75 procent av tillverkningsindustrins energikonsumtion in. Den genomsnittliga minskningen av energiintensitet var år 1997 18 procent, men det fanns en stor heterogenitet mellan olika sektorer (Farla och Blok, 2002). Möjligheterna att mäta förändringen i energiintensiteten har diskuterats i anknytning till erfarenheterna av avtalen i Nederländerna (se t.ex. Farla och Blok, 2002). Det framkommer att det finns vissa problem med att på ett transparent sätt kunna övervaka uppfyllelsen av de långsiktiga avtalen. Bl.a. har de skraddarsydda avtalen för de olika sektorerna lett till svåra avvägningar mellan t.ex. materialintensitet och energiintensitet. Resultaten från Rietbergen m.fl. (2002) indikerar också att av den totala minskningen i energiintensiteten kan ”endast” 25-50 procent hänföras till LTA.

### *Danmark*

I Danmark har frivilliga avtal använts mellan energiintensiva företag och den danska energimyndigheten. Enbart produktionsplatser med tunga produktionsprocesser eller med en omfattande energikonsumtion relaterad till

---

<sup>96</sup> Sektorn måste: (a) vara homogen med avseende på processer och produkter; ha en total energikonsumtion på mer än en PJ per år; (c) bestå av företag som tillsammans står för över 80 procent av sektorns totala energianvändning; (d) representeras av en branschorganisation som är välorganiserad; och (e) förbinda sig att uppfylla avtalen.

lättare processer/bearbetning kan ingå avtal, som utgör en del av den danska ”policymix” som används för att öka energieffektiviteten och minska koldioxidutsläppen. Avtalen är treåriga och företaget kan individuellt eller som grupp genom medverkan få en lägre koldioxidskatt. Skälet till ”kollektiva” avtal är att detta ska hjälpa till att hålla nere de administrativa kostnaderna för systemet. År 1997 täcktes cirka 45 procent (motsvarande 62 energiintensiva företag) av industrins energianvändning in av avtalen. Den typiska utformningen av de danska avtalen är:

- att företagets energianvändning måste kontrolleras av en extern energikonsult, vars kostnad betalas av företaget (men dock subventioneras med 30-50 procent av den danska energimyndigheten).
- identifiering av lönsamma energibesparingar (definieras som investeringar som har en återbetalningsperiod på 4-6 år), som enligt avtalet måste vidtas. Det är möjligt att erhålla den reducerade koldioxidskatten även om inga lönsamma investeringar kan identifieras.
- krav på att företaget inför ett energiledningssystem.

Kostnadsineffektiviteten i systemet verkar till största delen bestå i de administrativa kostnader för att betala den oberoende kontrollen av energianvändning. Dessa kostnader verkar dock vara avsevärt lägre i de ”kollektiva avtalen” (se t.ex. Johannsen, 2002). Ett problem med asymmetrisk information uppstår ofta eftersom de konsulter som ska kartlägga energianvändningen oftast besitter endast ”generella” kunskaper om energieffektivisering medan företagets representanter kan mycket mer om företagets produktionsprocess. Det har därför visat sig svårt att via avtalen få fram åtgärder som innebär modifieringar av just produktionsprocessen. I stället har konsulterna identifierat ”rena” energieffektiviseringsåtgärder såsom byten av pumpar, fläktar och ventilation (Ibid.). Johannsen (2002) påpekar också (implicit) att denna relativa okunskap hos konsulterna leder till höga sökkostnader; han konstaterar bl.a.:

”On the impact side, numerous case studies [...] show that, due to the consultants’ lack of knowledge about specific production technologies used in the plants, many of the audits (in particular the second or third audit in the same production plant) only lead to the identification and implementation of few and relatively small investment projects, i.e., the additional CO<sub>2</sub> emission reduction directly derived from the audit is limited.” (s. 136)

Detta visar med andra ord att marginalkostnaden för koldioxidreduktion stiger snabbt med de timmar som konsulterna lägger ned på att analysera företagets processer. Det finns alltså en risk att de subventionerade kartläggningarna endast leder till att dyra åtgärder – som enligt avtalet inte behöver genomföras – identifieras.



Krarup och Ramesohl (2002) konstaterar i sin analys av olika ”frivilliga avtal” i Europa att avtalen i Nederländerna och Danmark lett till betydande reduktioner och åtgärder men det till relativt höga kostnader, medan exempelvis avtalen i Frankrike och Tyskland varit billigare men också ganska ineffektiva då det gäller beteendeförändringar.<sup>97</sup>

#### *”Frivilliga avtal” för sanering av förorenade områden: exemplet SPIMFAB*

Det finns frivilliga avtal även på andra politikområden, och vi ska här kort presentera ett sådant exempel som dessutom visat sig vara kostnadseffektivt. Det finns ett avtal mellan oljebolagen i Sverige å den ena sidan och Naturvårdsverket och Svenska Kommunförbundet å den andra. SPIMFAB (SPI Miljösaneringsfond AB, [www.spimfab.se](http://www.spimfab.se)), bildat av oljebolagen i Sverige, har frivilligt åtagit sig att sanera marken vid nedlagda bensinstationer. I överenskommelsen mellan parterna ingår ett samarbete om riktlinjer för hur arbetet ska genomföras samt om prioriteringen av vilka platser som ska undersökas under respektive verksamhetsår. SPIMFABs arbete beräknas kosta cirka 100 miljoner kronor per år, och pågå i 10 till 15 år. Ett samlat genomförande leder till kostnadseffektiv sanering, framförallt genom att kostsamma och svåra juridiska utredningar undviks, inte minst sådana som handlar om vem som är ansvarig för eventuell nedsmutsning av fastigheter där bensinförsäljning kan ha pågått i flera decennier av flera olika ägare. SPIMFAB har dessutom ett incitament att i första hand åtgärda de områden som är viktigast, detta eftersom risken för oljebolagen att i stället bli utsatta för annan styrning annars ökar. Oljebolagens naturliga koppling till de aktuella områdena och dessas förväntade föroreningar, kan också förväntas bidra med att adekvata åtgärder och kostnadseffektiva åtgärder väljs.<sup>98</sup>

Detta exempel visar bl.a. att: (a) frivilliga avtal ger visserligen upphov till transaktionskostnader men de kan också utgöra ett sätt på vilket transaktionskostnaderna kan minimeras. (b) i avtalet kan parterna ”bygga in” incitamentsstrukturer som främjar kostnadseffektivitet.

### **7.7 Program för energieffektivisering i Sverige**

---

<sup>97</sup> I Sverige fanns under första halvan av 1990-talet det s.k. Eko-energi programmet, ett system av ”frivilliga avtal”, som i första hand riktade in sig på ett fåtal ”miljöaktiva” företag för att dessa med kartläggningar av bl.a. energibesparingspotentialer och utbildningsinsatser (se bl.a. Lindén och Carlsson-Kanyama, 2002).

<sup>98</sup> Frivilliga avtal finns också bl.a. mellan den europeiska bilindustrin och EU-kommissionen. De europeiska biltillverkarnas organisation inom EU, ACEA, har i en frivillig överenskommelse åtagit sig att minska nya bilar specifika koldioxidutsläpp per fordonskilometer. Det viktigaste inslaget är att nya personbilar fr.o.m. år 2008 inte skall ha högre specifika koldioxidutsläpp än i genomsnitt 140 gram per kilometer, vilket innebär en 25-procentig sänkning jämfört med år 1995. Kommissionen och ACEA är överens om att gemensamt övervaka att åtagandet uppfylls. Liknande överenskommelser har också träffats med företrädare för japanska och koreanska biltillverkarorganisationer.

I Sverige kom hösten 2001 ett principförslag om långsiktiga avtal för energiintensiv industri med syftet att på ett kostnadseffektivt sätt minska utsläppen av växthusgaser. Som incitament för företagen att ingå avtalen föreslogs lättnader i energiskatterna. Hösten 2003 lades ett förslag till lag om program för energieffektivisering fram med målet att en sådan skulle träda i kraft den 1 januari 2005. Införandet av energiledningssystem förväntas medföra en ökad medvetenhet om energianvändningen och kunskap om tidigare okända potentialer till effektivisering. Det bidrar till att mer kostnadseffektiva åtgärder vidtas och större effekt kan nås till samma kostnad (STEM och NV, 2004).

I linje med EG:s energiskattedirektiv infördes den 1 juli 2004 en energiskatt (0.5 öre/kWh) på elkraft i tillverkningsindustrin. För att kompensera de energiintensiva företagen för denna skattehöjning lade regeringen fram lagen om program för energieffektivisering, PFE. Företag som är energiintensiva i sin produktion kan frivilligt välja att ingå i programmet. Det finns två definitioner för att ett företag ska räknas som energiintensivt. Företagets kostnad för köpt och internt genererad energi ska uppgå till minst tre procent av företagets produktionsvärde och/eller företagets energi-, koldioxid- och svavelskatter måste uppgå till minst 0.5 procent av förädlingsvärdet. Vidare måste företaget ha sin verksamhet i tillverkningsindustrin (SNI-kod 10-37), använda el i sin tillverkningsprocess och ha ekonomiska förutsättningar för att kunna genomföra de åtgärder som krävs för programmet. Företaget kan välja att i sin helhet delta i programmet eller så kan en del av företaget delta (STEM, 2004c). Undantag från PFE gäller sådan el som alltid är skattebefriad, t.ex. el som används vid kemisk reduktion, elektrolytiska processer, vid framställning av skattepliktiga produkter, metallurgiska processer etc. Denna elkonsumention skall räknas bort när företaget redovisar sin elförbrukning. Ovanstående kriterier innebär att det är mellan 1 150 och 1 300 företag som maximalt kan delta i PFE (STEM, 2005b; 4 § i lagen (2004:1196) om program för energieffektivisering).

PFE-programmet löper över en femårsperiod. De två första åren av programtiden ska företaget ägna åt att kartlägga sin energianvändning. Denna kartläggning ska leda till en lista med ett antal eleffektiviserande åtgärder som är realistiska att genomföra under de tre återstående åren av programmet. Åtgärderna skall ha en återbetalningsperiod på maximalt tre år. Under de två första åren ska även ett standardiserat energiledningssystem införas som ett ackrediterat certifieringsorgan ska certifiera. Vidare ska företaget också skapa rutiner för inköp och projektering som resulterar i mer energisnål utrustning, effektivare system och anläggningar (STEM, 2004c, 2005b).

#### 7.7.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar

Enligt lagen (2004:1196) om program för energieffektivisering är dess ändamål att främja en effektiv användning av energi. Även om bakgrunden till PFE är

viljan att kompensera den energiintensiva industrin för skatten så är trots allt det primära målet med PFE att fler företag inom den energiintensiva industrin skall effektivisera sin elanvändning. Det är först då som kompensation medges, och skattereduktionen blir på så vis villkorad. Framförallt förväntas energiledningssystemet öka företagens uppmärksamhet på möjliga energieffektiviseringsåtgärder. Lagens utgångspunkter visar, menar vi, att det är mest relevant att utvärdera PFE-programmet utifrån dess förmåga att främja en introduktion av kostnadseffektiva energieffektiviseringsåtgärder, och således inte utifrån dess koldioxidreducerande effekter.

De marknadsmisslyckanden som PFE-programmet ska sikta in sig på kan relateras till förekomsten av asymmetrisk information och information som en kollektiv nytta. Asymmetrisk information på företagsnivå kan exempelvis bestå i att det är olika aktörer som beslutar om investeringar och som har kunskap om vilka investeringar som bäst effektiviserar elanvändningen. Beslutsfattarna är mycket mån om att företaget (av företagsekonomiska skäl) ska hushålla med sin elanvändning men det är ingenjörerna som kan produktionsprocessen. Det är inte säkert att ingenjörerna har tillräckliga incitament att ”leta” efter nya effektiviseringspotentialer, och det är svårt för ledningen att kontrollera om de gör det eller inte. I sådana fall kan möjligen ett energiledningssystem hjälpa till att ”jämna ut” informationsasymmetrin, genom att den som beslutar om investeringen får bättre tillgång till information om vad som är möjligt och till vilken kostnad. Man kan också se det som att energiledningssystemet är ett sätt på vilket man kan integrera energieffektiviseringstänkande i hela organisationen.

Det finns med andra ord ofta en ”dold” kunskap i många företag, men denna kan endast ”komma upp till ytan” om företaget tar på sig den kostnad som krävs för att ”producera” den nya informationen. På grund av de kollektiva egenskaperna i denna ”informationsproduktion” finns dock skäl att tro att det enskilda företaget har ett för svagt incitament att söka ny kunskap, och styrmedel som hjälper till att identifiera nya effektiviseringsmöjligheter är därför motiverade.

Samtidigt skall betonas att förekomsten av marknadsmisslyckanden inte alltid är ett tillräckligt villkor för att motivera införandet av styrmedel. De samhällsekonomiska vinsterna av att korrigera för ett marknadsmisslyckande bör också naturligtvis vara större än de kostnader som är relaterade till bl.a. införandet av energiledningssystemen, administrativa kostnader för exempelvis uppföljning.

Kriterierna för att få delta i PFE är relevanta sett till vilka företag som ur kostnadseffektivitetsperspektiv bör ingå. Genom att särbehandla energiintensiv industri i energibeskattningen möter dessa företag elpriser som är ”för låga” och potentiellt kostnadseffektiva energieffektiviseringsåtgärder kommer därför inte till stånd. Avgränsningen beträffande PFE får därför i huvudsak anses komplettera energibeskattningen i övrigt. Samma resonemang kan också sägas

gälla för utsläppshandeln; den relativt generösa tilldelningen av utsläppsrätter, skapar endast svaga incitament till energieffektivisering och detta kan motivera en kompletterande styrning mot ökad energieffektivisering. Dessutom, i ett internationellt perspektiv är den svenska industrin relativt energieffektiv (se t.ex. Bergman och Radetzki, 2003), vilket sannolikt innebär att en generös tilldelning av utsläppsrätter på EU-nivå (och därmed låga priser på utsläppsrätter) gör det ekonomiskt rationellt för svenska företag att på kort sikt snarare köpa utsläppsrätter än att genomföra relativt dyra energieffektiviseringsåtgärder.

Genom att villkoren för konkurrensutsatt och energiintensiv industri,<sup>99</sup> i såväl Sverige som EU, beaktas genom lägre energi- och koldioxidskatter och i tilldelningen av utsläppsrätter, kan alltså energieffektiviseringen vara mindre än vad de varit med kraftigare klimatpolitisk styrning via energibeskattnings och en mindre generös tilldelning av utsläppsrätter på EU-nivå. En mindre generös tilldelning på EU-nivå kan förväntas medföra fler investeringar i energieffektiviserande åtgärder genom att priset på utsläppsrätter då blir högre och fler sådana åtgärder blir lönsamma.<sup>100</sup> Detta skulle också bidra till kostnadseffektiviteten i klimatpolitiken, eftersom det högre priset på utsläppsrätter också medverkar till att jämna ut marginalkostnaden för att minska utsläppen av koldioxid. En snävare tilldelning på nationell nivå kan dock förväntas ha liten effekt på marknadspriset på utsläppsrätter. Nuvarande tilldelning på EU-nivå är dock generös. Riskerna för ”dubbelstyrning” bör därmed också vara små.

Mot bakgrund av vad som ovan sagts om PFE i relation till andra styrmedel kan det vara värt att lyfta fram att även om det kan vara möjligt att i dag peka på PFE:s betydelse som ett komplement i energi- och klimatpolitiken behöver detta naturligtvis inte vara sant en gång för alla. Framtida förändringar i den övriga energi- och klimatpolitiken kan också medföra behov av att förändra PFE.

Det är också värt att lyfta fram risken för, och de samhällsekonomiska kostnaderna av, strategiskt beteende från de reglerade företagen. Trots att energi- och klimatpolitiska styrmedel generellt sett är såväl detaljerade och noggranna beträffande vilka som påverkas av det aktuella styrmedlet är det av förklarliga skäl svårt att utforma lagstiftningen så att alla osäkerheter kring detta undviks. Både beträffande lagteknisk utformning och handläggning av ärenden finns det utrymme och incitament för företagen till s.k.

---

<sup>99</sup> Det ska dock nämnas att energiintensiv verksamhet inte är liktydigt med konkurrensutsatt verksamhet. Det är möjligt att tänka sig energiintensiva företag med marknadsmakt, vilka har möjlighet att övervältra kostnader på prisokänsliga konsumenter i Sverige och i utlandet och därför inte ska behöva särbehandlas genom lindrigare beskattning.

<sup>100</sup> Se t.ex. ITPS (2005, kapitel 2) för en diskussion om principerna för ett samhällseffektivt energiskattesystem.

privilegiejakt.<sup>101</sup> För PFE kan privilegiejakten bestå i att företagets resurser går åt till att förhandla med myndigheter om gynnsammare villkor snarare än att öka energieffektiviteten. Samtidigt är det förståeligt att företagen har behov av att uppvakta myndigheter för att informera sig om detaljer i lagstiftningen och uttrycka sin mening om vilka bedömningsgrunder som kan vara rimliga.

#### 7.7.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?

Genom PFE:s konstruktion är det ekonomiskt rationellt att gå med om den undvikta elskatten är större än kostnaderna för att medverka i programmet. Även om man vet den ungefärliga storleken av hur mycket elskatt som kan undvikas genom medverkan i PFE säger detta lite om vad det kostar företaget på marginalen att öka energieffektiviseringen. Precis såsom diskuteras i avsnitt 7.6.1 finns det lite i den självselektionsprocess som säkerställer kostnadseffektivitet.

Det finns dock ett skäl till att PFE utjämnar marginalkostnader, *men* endast för de företag som väljer att gå med. Detta åstadkommes genom kartläggningen av energieffektiviserande åtgärder, och där endast de åtgärder som har en återbetalningsperiod på upp till tre år skall genomföras. Eftersom detta villkor gäller alla deltagande företag och man kan förvänta sig att kostnaderna för åtgärderna är något så när lika (eftersom de skall kunna betala sig på upp till tre år) bidrar detta villkor till att programmet har kostnadseffektiva egenskaper. PFE skapar på så sätt en likformig ”ribba” för vad som är kostnadseffektivt att åtgärda, dock ”bara” över den nyss nämnda treårsperioden. Motsvarande ”ribba” för de företag som väljer att stå utanför PFE motsvaras naturligtvis av skatten på el,<sup>102</sup> och det är bara om dessa två ”ribbor” är ”lika höga” som PFE-programmet främjar kostnadseffektivitet i sektorn som helhet.

Det finns några ytterligare aspekter av PFEs kostnadseffektivitet som kan vara relevanta att ta upp: (a) tidsperspektivet; (b) om PFE kan användas av företagen för att undvika framtida tuffare regleringar (s.k. ratchet-effekt);<sup>103</sup>

---

<sup>101</sup> Privilegiejakt (Eng: rent seeking) är en form av samhällsekonomiskt slöseri, eftersom de resurser som används för att påverka regelutformning och tolkning inte alltid bidrar till samhällets produktionsresultat.

<sup>102</sup> Det är fullt rimligt att i fallet med en elskatt förvänta sig att kostnaden för den ”sista” energieffektiviserings-åtgärden, d.v.s. marginalkostnaden, är lika stor som elskatten.

<sup>103</sup> Den finns ingen bra svensk översättning av det engelska uttrycket *ratchet effect*. Ratchet betyder dock spärr-hake (för t.ex. ett fönster). Ratchet-effekter (se t.ex. Kolstad, 2000, s. 210f) uppkommer när t.ex. en myndighet har imperfekt information om företagets kostnader för reglering och de två parterna träffas återkommande (t.ex. vid tillståndsgivningar, bestämmande av skattenivåer). Om myndigheten vet att företagets kostnader för att nå ett visst mål (t.ex. effektivare energianvändning, lägre utsläpp) är låga, riskerar företaget en mer ambitiös reglering (t.ex. högre skatter, högre krav på energieffektivisering). Givet att myndigheten och företaget träffas flera gånger ligger det i företagets intresse att signalera höga åtgärds-kostnader, eftersom sannolikheten att myndigheten an-nars höjer ambitionen i regleringen ökar (”ratchet up”) i kommande perioder.

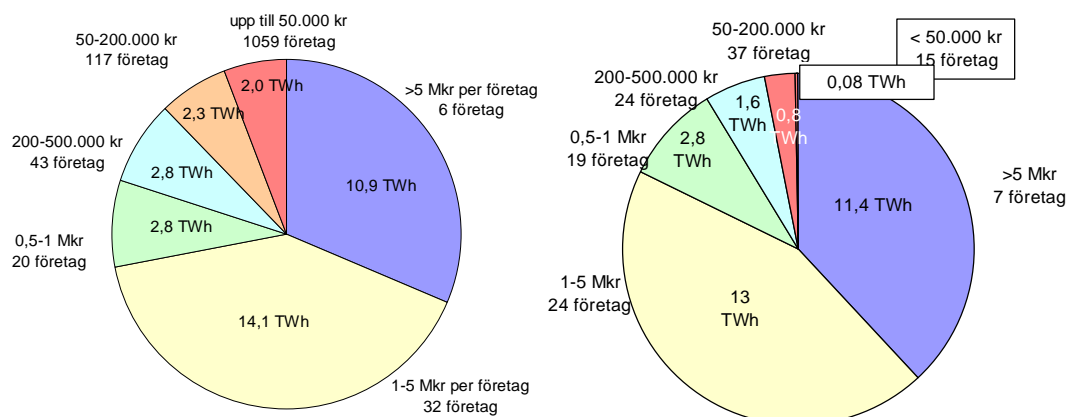
samt (c) det eventuella problemet med självselektion. Låt oss diskutera dessa i tur och ordning.

De dynamiska (långsiktiga) effekterna av PFE är relevanta att reda ut, inte minst eftersom många av de förväntade effekterna först kan förväntas uppträda på lite längre sikt. *Allmänt* sett är PFE:s förmåga att, genom energiledningssystemet, fånga upp information och skapa ny kunskap om effektivisering en logisk grund för styrmedlet. Kunskapsökningen kan förväntas ske över tid och kan karakteriseras som en läroprocess. Detta beroende på att kunskapsvinsterna av PFE först kan förväntas uppkomma efter det att energiledningssystemet varit i funktion under ett tag och uppmärksamheten ”skärpts”. Mer *specifikt* är PFE:s förmåga att sprida denna information och kunskap relevant. Storleken på dessa positiva externaliteter är centrala för utvärderingen av dess bidrag till en hög kostnadseffektivitet. I ett längre perspektiv, och vid en utvärdering av programmet efter avtalets slut, d.v.s. tidigast 5 år från start, blir det lättare att utvärdera vilka åtgärder som faktiskt har gjorts. Då kan också en jämförelse av åtgärder i liknande företag som inte har deltagit i PFE göras. Genom en sådan utvärdering kan möjligen vissa teknologiska läroeffekter av PFE kunna sorteras ut, inklusive huruvida dessa har spridits mellan företagen.

Om det visar sig att de teknologiska läroeffekterna är oväntat stora vid införandet av PFE, d.v.s. att det finns mer att tjäna på energieffektivisering än man trodde initialt, kan detta vara ett skäl till att öka stringensen i styrmedel för energieffektivisering. I detta perspektiv är det intressant att spekulera kring den eventuella förekomsten av ratchet-effekter. Det är rimligt att utgå från att företagen betar sig strategiskt i syfte att vinstmaximera över en längre tidsperiod, inte bara över programmets fem år. Ur företagets perspektiv är det naturligtvis angeläget att bevara eventuella konkurrensfördelar gentemot konkurrenter inom och utanför Sverige. En välkänd risk med höga energiskatter i Sverige jämfört med andra länder är risken att företag minskar sin produktion där kostnaderna är höga (nedläggning, outsourcing till andra länder, minskade marknadsandelar m.m.). Genom PFE öppnas dock möjligheten att undvika den kostnadsökning som elskatten medför och därmed kunna bevara goda konkurrensvillkor för energiintensiv industri i Sverige. Även möjligheten till skattereduktion genom en fortsättning av PFE på längre sikt kan övervägas av företagen. I detta perspektiv kan det ur företagets perspektiv vara strategiskt intressant att göra ”lagom bra ifrån sig” så att PFE lever kvar, och därmed också möjligheten till skattereduktioner. Om däremot PFE visar sig medföra mycket stora läroeffekter och därpå följande kostnadsreduceringar, kan det finnas risk att myndigheten ökar stringensen i PFE, och t.ex. kräver en än högre energieffektivisering än innan. Därför kan det utifrån företagets perspektiv vara strategiskt att inte ”ta alltför stora steg” på en gång för att se till att styrmedlet blir lagom stringent.

Går det att i dag säga någonting om vilka företag det är som har valt att delta i PFE, och därmed också om eventuella problem med självselektion? Selektionen sker mycket efter hur höga absoluta kostnader man har för elen (och kanske hur stor andel av de totala kostnaderna som är el), eftersom detta i hög grad bestämmer vad företaget har att vinna på att slippa skatten. Det finns således inget i denna process som i sig säkerställer kostnadseffektivitet. Systemet bygger också på det implicita antagandet att det i de företag som inte går med inte finns oidentifierade åtgärder som ett energiledningssystem skulle kunna identifiera, men det är kanske just bland dessa mindre energiintensiva företag som billiga åtgärder finns. Dessa företag (som väljer att fortsätta med skatten) har inte haft något starkt historiskt incitament att leta aktivt efter energieffektiviseringsåtgärder (eftersom den potentiella vinsten av att göra det varit liten). De som väljer att gå med har dock ofta arbetat aktivt med dessa frågor och man kan fråga sig hur mycket mer det finns som går att identifiera. Kanske är det så att de som vet minst – och där därför informationen behövs som bäst – själva väljer bort PFE?

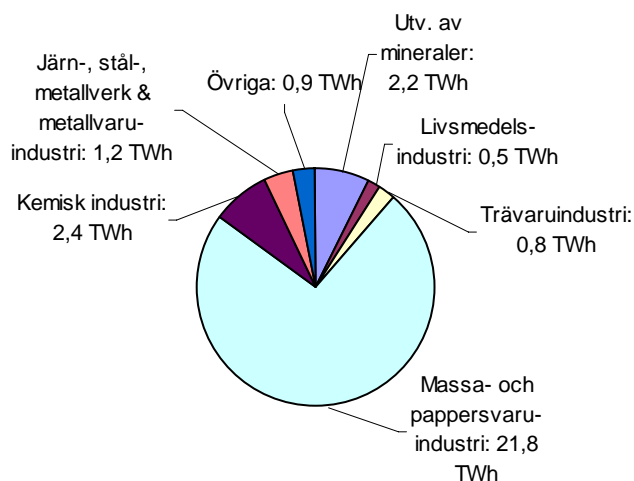
I Figur 7.3 presenteras information kring vilka som valt att gå med. Där framgår att av de möjliga 1277 företagen (cirkeldiagrammet till vänster) är det bara 126 stycken som har ansökt (högra diagrammet). Bilden till vänster är baserad på information från SCB och är uppdelad efter beräknad elskatt år 2005 från ”0.5-öringen” (antaget elanvändningen år 2002). Bilden till höger är baserad på uppgifter om elanvändning (och från denna beräknade skatt) från de inkomna ansökningarna 2004. Således ger Figur 7.3 inte en helt konsistent bild av förutsättningarna, men utgör trots det en god illustration av målgrupp respektive utfall för PFE. Den allra största delen av dem som inte har ansökt är de företag som betalar relativt lite i elskatt (upp till 50 000 kronor). I denna kategori har endast 15 av 1059 företag ansökt. Eftersom dessa företag inte kan tjäna så mycket på skattereduktionen och det kostar att medverka i PFE är detta begripligt. De 126 företag som ansöker står sammanlagt för ca 30 TWh av totalt 35 TWh i hela gruppen. De flesta ansökningarna återfinns i massa- och pappersindustrin (45), följt av trävaruindustrin (28), kemiindustrin (20), livsmedelsindustrin (12), järn-, stål- metallverk och metallvaruindustrin (9), utvinning av mineraler (4) samt övriga (12).



Figur 7.3: Antal företag som kan delta i PFE (till vänster) samt hur många som ansökt (till höger) kategoriserade efter totala energikostnader

Källa: STEM

Av Figur 7.4 framgår att den klart största elanvändningen hos de deltagande företagen återfinns i just flera av dessa industrier, främst massa- och pappersindustrin (21.8 TWh) följt av kemisk industri (2.4 TWh). Att järn-, stål-, och metallverk samt metallvaruindustrin endast står för 1.2 TWh förklaras i huvudsak av att figuren endast visar elanvändning som beskattas.



Figur 7.4: Elanvändning (nollskattad el exkluderad) för deltagande företag

Källa: STEM

Sammanfattningsvis framgår att de företag som ansöker (ca 10 procent av de som har möjlighet) återfinns i branscher som har en hög elanvändning. Deltagande från företagen är således inte helt slumpmässigt, utan de företag



som har mest att tjäna på PFE väljer att delta. Det finns dock tyvärr inte mycket som talar för att denna självselektionsprocess på något sätt främjar kostnadseffektiviteten.

### 7.7.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning

De administrativa kostnader för systemet, när det väl är på plats, återfinns dels hos myndigheterna (hos STEM, som är tillsynsmyndighet, utfärdar föreskrifter, informerar, handlägger ansökningar, beslutar om deltagande och utvärderar, samt hos Skatteverket som reglerar skattereduktionen) och dels hos de medverkande företagen. Till detta kan också läggas att läroeffekter hos myndigheten av ett användande av styrmedel av PFE-karaktär kan utgöra ett värde i sig. Kostnader av ”lärokaraktär”, vilka kan ses som en form av investeringskostnader som kan förväntas sjunka över tid, bör om möjligt skiljas från övriga löpande administrativa kostnader. Eftersom PFE är ett alldeles nytt system är det för tidigt att uttala sig alltför slutgiltigt, t.ex. genom att ta fram en uppskattning av hur många årsarbetskrafter som går åt hos myndigheter respektive företag. Vissa generella funderingar är dock fullt möjliga. Datorstöd är centralt för ansökan om medverkan i PFE och detta kan förväntas hålla nere de administrativa kostnaderna.<sup>104</sup>

En potentiellt stor nackdel från administrativ synpunkt är utvärderingen av huruvida företaget uppfyllt programmets krav och mål. Riktlinjen för företagets energieffektivisering är att den skall motsvara den effektivisering som skulle ha uppnåtts om energiskatten på 0.5 öre per kWh hade fått verka i stället (STEM, 2005b). För att kunna bestämma detta behövs dels en relativt precis uppfattning om hur det specifika företaget hade påverkats av elskatten, vilket är beroende av det enskilda företagens möjligheter att finna och genomföra energieffektiviseringsåtgärder. Eftersom det därför kan förväntas finnas stora skillnader mellan olika företags effektiviseringspotentialer krävs någon form av benchmarkansats, vilken kan leda till svåra gränsdragningsproblem. Denna svårighet är generell och av metodologisk karaktär, men det som möjligen gör PFE extra problematiskt är att denna svårighet gäller både bestämningen av basårets förbrukning för företaget (vilket effektiviseringen skall jämföras med) och utvärderingen av vad företaget åstadkommit jämfört med elskatt. Det finns därmed visst utrymme för individuella bedömningar och incitament till ”privilegiejakt” från företagets sida. I vilken mån som dessa problem påverkar de administrativa kostnaderna beror naturligtvis på den grad av exakthet som eftersträvas och hur gränfallen hanteras. Om viljan är att åstadkomma en stor medverkan även för framtida

---

<sup>104</sup> Se STEMs *Manual och vägledning vid ansökan till PFE. Program för energieffektivisering*, för en bra beskrivning om ansökningsproceduren (se under *ansökan* på [www.stem.se/pfe](http://www.stem.se/pfe), tillgänglig den 29 juni 2005). Enligt uppgifter från STEM har en majoritet av de ansökande företagen skickat in sin ansökan elektroniskt.

PFE program (eller liknande styrmedel) kan det vara motiverat att hellre ”fria än att fälla”. Om man å andra sidan i första hand vill vinnlägga sig om att de företag som faktiskt är med är ambitiösa bör gränfallen granskas noggrant (vilket naturligtvis ökar de administrativa kostnaderna). I sammanhanget kan det dock vara värt att betona att det ur måluppfyllelseperspektiv sannolikt är angeläget att villkora skattereduktionen på att det faktiskt skett förbättringar. Detta villkor bidrar sannolikt till högre kostnadseffektivitet jämfört med att inte ha ett sådant villkor, i alla fall så länge de administrativa kostnaderna inte tar orimliga proportioner.

Sammantaget kan vi konstatera att PFE kan vara ett bra komplement till energibeskattningen genom att styrmedlet kan lindra effekterna av asymmetrisk information. Detta kan förväntas ske genom att det energiledningssystem som införs underlättar för information att sprida sig mellan den som har en idé om möjliga effektiviseringsåtgärder och den som beslutar om densamma. Även om de företag som är aktuella här redan i dag torde göra mycket för att effektivisera elanvändningen, kan PFE bidra med något extra. Förutom att PFE innebär att man kan förvänta sig en ökad uppmärksamhet på energieffektiviseringsåtgärder, så beaktas även konkurrensvillkoren för de deltagande energiintensiva företagen. Det är emellertid oklart huruvida det är de mest kostnadseffektiva energieffektiviseringsåtgärderna som kommer till stånd som ett resultat av programmet. Osäkerheten består i det faktum att det generellt sett är de företag med förväntat höga elskattekostnader som medverkar i programmet, men dessa har sannolikt redan i större utsträckning vidtagit billiga åtgärder. Det finns således en risk att billiga åtgärder hos de icke-medverkande företagen ej upptäcks. Samtidigt bidrar det likformiga avkastningskravet till en kostnadseffektiv åtgärdsfördelning mellan de företag som deltar.

## **7.8 Vita certifikat**

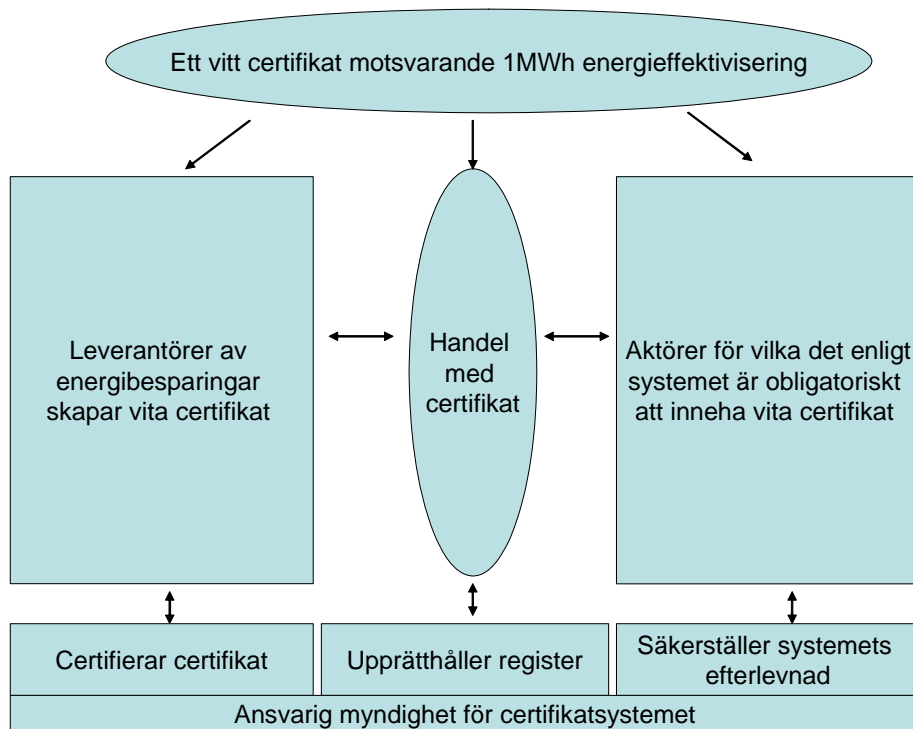
Tanken med systemet med vita certifikat är att de som klarar de uppställda besparingsmålen erhåller ett vitt certifikat som motsvarar den insparade energin. De som lyckas spara energi och därmed blir tilldelade ett vitt certifikat kan sedan sälja detta på en marknad som upprättas för köp och försäljning av certifikaten. Försäljningen sker till de aktörer som inte lyckats med motsvarande besparing, men som enligt systemet är tvungna att inneha vita certifikat. Hur mycket som skall sparas eller effektiviseras totalt bestäms politiskt, t.ex. uttryckt som procentuell reduktion av energianvändning per år. Den enskilde aktörens beslut om effektivisering är beroende av dennes möjligheter och kostnader för energieffektivisering. Således kan styrmedlet beskrivas såsom ”target-and-trade” (Mundaca och McCormick, 2004). Genom de potentiella intäkterna från energieffektivisering genom försäljning av certifikaten skapas ett incitament till energieffektivisering. Storleken av incitamentet är beroende av marknadspriset, vilket i sin tur bestäms av hur

enkelt och billigt det är att spara energi samt av det procentuella effektiviseringsmålet. Som styrmedel betraktat liknar med andra ord de vita certifikaten de s.k. gröna certifikaten (se avsnitt 5.2). Den grundläggande utformningen av system för vita certifikat illustreras i Figur 7.5.

En strategiskt viktig fråga från kostnadseffektivitetssynpunkt innan ett eventuellt införande är för vilka aktörer det är obligatoriskt att inneha certifikat, samt vilka möjligheter dessa har att påverka leverantörerna att spara energi och vice versa. Detta beror på att utformningen sannolikt påverkar såväl de administrativa kostnaderna för den ansvariga myndigheten, som övriga transaktionskostnader som bärs av aktörerna i systemet. Dessa kostnader kan förväntas ha avsevärd påverkan på möjligheten att uppnå kostnadseffektivitet för energieffektiviseringar inom ramen för de vita certifikaten. En annan central fråga är hur energieffektiviseringen skall kunna påvisas, d.v.s. vad skall räknas som besparing och ge rätt till vita certifikat och vilken energieffektivisering faller utanför systemet?

#### 7.8.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar

Enligt förslaget till EG-direktiv (KOM(2003)739) ska medlemsländerna minska sin energianvändning med 1 procent per år. Den offentliga sektorn ska föregå med gott exempel och minska med 1.5 procent per år.



Figur 7.5: Principskiss över ett system med vita certifikat  
 Källa: MacGill och Outhread (2003), något bearbetad.

Ett styrmedel som nämns i förslaget är vita certifikat. I förslaget till EG-direktiv redovisas bl.a. behovet av energieffektivisering, olika möjliga åtgärder till effektiv slutanvändning av energi och energitjänster. Det framhålls där att det är angeläget att reformera energimarknaden så att den inte bara främjar konkurrens ”mellan energikällor utan också mellan investeringar i effektivare slutanvändning av energi och investeringar i energiförsörjning,” (Ibid., s. 3). De hinder som nämns för att marknaden inte själv klarar av att åstadkomma detta är bl.a. den konflikt som kan uppstå mellan investerarnas och användarnas intressen, och där investerare inte står för drifts- och energikostnader och således tenderar att inte tillräckligt beakta slutanvändarens efterfrågan på energieffektiv teknik. Detta representerar det s.k. principal-agent problemet som diskuterades i avsnitt 7.3. Kommissionen påpekar också att slutanvändare ofta har högre avkastningskrav än energileverantörerna (vilket innebär att efterfrågan på energieffektiv teknik i slutanvändarledet blir lägre), och att det p.g.a. begränsad tillgång till kapitalmarknaden kan vara svårt för hushållssektorn och för små och medelstora företag att finansiera effektivitetsåtgärder.

System med vita certifikat för energieffektivisering finns i dag i Italien och England, där obligatoriska krav på energieffektivisering har satts för distributörer (Italien) respektive leverantörer (England) av el och gas. En stor skillnad mellan systemen i dessa länder är att det i England inte går att handla med certifikaten. Flexibiliteten i systemet i England uppnås i stället via handel i energibesparingar och ”individual obligations” (Oikonomou och Patel, 2004; Oikonomou m.fl., 2004). I Sverige finns i dag inget system för vita certifikat.

Även om konkurrensen på marknaderna för produktion och leverans av energi har förbättrats och detta lett till högre effektivitet på utbudssidan har detta inte inneburit ökad energieffektivisering på efterfrågesidan (KOM(2003) 739 slutlig). Detta kan vara en effekt av åtminstone två saker; avsaknad av styrmedel för energieffektivisering för slutanvändare eller att befintliga styrmedel inte är tillräckliga (t.ex. för låg koldioxidskatt) för att åstadkomma energieffektivisering. De sektorer som ingår i utsläppshandeln omfattas inte av förslaget till EG-direktiv om effektiv slutanvändning av energi. På detta sätt kompletterar vita certifikat utsläppshandeln. Behovet av detta kan dock diskuteras och problematiseras. En punkt som behöver förtydligas är hur vita certifikat skall behandlas utifall utsläppshandeln utvidgas och innefattar sektorer såsom t.ex. bostäder och service.

Ett sätt att svara på detta är att utgå från tanken ”ett mål – ett medel”. I detta perspektiv beror därför svaret på huruvida utsläppshandeln och/eller koldioxidskatten kan anses korrigera för samma marknadsmisslyckande eller inte. Som tidigare framgått är det rimligt att se styrmedel för energieffektivisering som sätt att korrigera för förekomsten av informationsmisslyckanden. Det primära målet är alltså just energieffektivisering (vilket naturligtvis i förlängningen kan innebära reduktion

av koldioxidutsläpp). Detta är analogt med t.ex. koldioxidskatten som är ett styrmedel som primärt skall korrigera för negativa externa effekter (utsläppen av koldioxid), men som också kan förväntas ha påverkan på incitamenten att välja energieffektiva åtgärder. Vita certifikat bör därför i princip ses som ett oberoende styrmedel för energieffektivisering inom bostads- och servicesektorn.

Andra energieffektiviseringsstyrmedel (PFE ovan och ROT-avdrag nedan) kan dock också påverka utvärderingen av vita certifikat. I det fall som PFE utvidgas till att inkludera bostads- och servicesektorn bör man se över om inte ett av systemen kan avskaffas, eftersom de båda strävar efter att hantera informationsmisslyckanden. Beträffande ROT-avdrag för exempelvis energieffektiva fönster bör sådan energieffektivisering beaktas i bestämmandet av referensnivå för vad som räknas som energieffektivisering inom ramen för ett eventuellt system för vita certifikat. Informativa styrmedel som rör exempelvis energieffektivitetsmärkning av hushållsapparater och annan utrustning kan sägas *stödja* ekonomiska styrmedel för energieffektivisering (såsom vita certifikat), detta eftersom informationen minskar osäkerheten för alla aktörer som står inför val av ny teknik med olika energieffektivitet (se också avsnitt 7.5). De vita certifikaten inriktar sig främst på förekomsten av asymmetrisk information.

#### 7.8.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?

Syftet med vita certifikat är att skapa en marknad för energieffektiviseringar. Antingen effektiviserar man själv energianvändningen eller också köps intyg, d.v.s. certifikat, som garanterar att någon annan har minskat energianvändningen i motsvarande grad. Exempel på investeringar hos t.ex. ett bostadsbolag kan vara byte till treglasfönster och energieffektiva vitvaror vilka, förutsatt att de klassas som "vita" investeringar, därmed ger rätt till försäljning av vita certifikat. Genom marknadens funktionssätt, framför allt genom att priset på de vita certifikaten blir en tydlig informationsbärare av den potentiella vinsten av att investera i energieffektivitetsåtgärder, kan effektiviseringsåtgärderna också förväntas vara kostnadseffektiva. De "billigaste" åtgärderna medför störst vinster vid försäljning av det förvärvade vita certifikatet. Eftersom priset på de vita certifikaten bestäms på en marknad möts de berörda aktörerna av en gemensam "prislapp" för energieffektiviseringsåtgärder, vilket också innebär att marginalkostnadsvillkoret är uppfyllt inom ramen för systemet.

Samtidigt kan det även här understrykas att det kan vara väsentliga skillnader i marginalkostnader för energieffektivisering mellan de aktörer som ingår i certifikatsystemet och de som konfronteras med andra styrmedel. Om de aktörer som är certifikatberättigade har relativt höga kostnader för energieffektivisering kan det vara kostnadsineffektivt att tillämpa ett för högt

effektiviseringsmål för sektorn som helhet; det är då i stället mer kostnadseffektivt att skärpa kraven på andra (billigare) sektorer.

### 7.8.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning

Möjligheterna att hålla nere transaktionskostnader är allmänt sett helt avgörande för att en marknad skall fungera och därmed att handel skall komma till stånd. Vikten av detta förstärks av att det är handeln i sig som *skapar* systemets kostnadseffektivitet. Detta gäller även handel med vita certifikat. Möjligheten till att åstadkomma en fungerande handel med vita certifikat av ”god kvalitet” torde vara avgörande för utvärderingen av styrmedlets kostnadseffektivitet.

De administrativa svårigheterna och de associerade kostnaderna för vita certifikat torde likna de för gröna certifikat, både avseende typ och storlek, fast med en viktig skillnad. Svårigheten att verifiera additionalitet, d.v.s. bevisa att energieffektiviseringar gjorts utöver vad som hade gjorts enligt ett ’business-as-usual’ scenario (se t.ex. MacGill och Outhread, 2003). Fastställandet av en referensnivå förutsätter att det är möjligt att kontrollera för övrig ekonomisk utveckling (BNP-tillväxt, energieffektivisering som hade skett utan de vita certifikaten, bidrag från andra styrmedel såsom ROT-avdrag). Ett system med vita certifikat måste lösa detta på ett tillförlitligt sätt, både med tanke på systemets trovärdighet som styrmedel för energieffektivisering samt med tanke på viljan att investera och handla med certifikaten utan att riskera ”bakslag”, exempelvis p.g.a. att en ”vit” investering visade sig inte vara ”vit”!

Sammanfattningsvis kan det konstateras att vita certifikat motiveras på grundval av förekomsten av asymmetrisk information samt att olika aktörer har olika syften med avseende på investeringar i energieffektiv teknik. Det antagligen största problemet med systemet är fastställandet av en referensnivå för energieffektivisering där bestämmandet av vilka investeringar som motiveras till att erhålla ett vitt certifikat är centralt. I detta arbete kan det, ur kostnadseffektivitetsperspektiv och den allmänna önskvärdheten att sträva efter ett styrmedel för varje mål, vara viktigt att se till huruvida andra styrmedel (t.ex. ROT-avdrag) bör justeras eller avskaffas vid införande av vita certifikat. Ett certifikatsystem för energieffektiviseringar – där handeln fungerar – leder till att marginalkostnaderna för åtgärderna utjämnas, och på så sätt är systemet i ett statiskt perspektiv kostnadseffektivt.

## 7.9 Stöd till energieffektivisering i offentliga fastigheter

Regeringen föreslog under 2005 att fastighetsägare som har lokaler med offentlig verksamhet kan få stöd för energieffektiviseringar fram till december 2006. Totalt satsas 2 miljarder kronor på detta styrmedel.

### 7.9.1 Mål, marknadsmisslyckanden och systemavgränsningar

Regeringen föreslår en förändring av delmål 7 under miljö kvalitetsmålet om *God bebyggd miljö*, d.v.s. om energianvändning i byggnader: ”Miljöbelastningen från energianvändningen i bostäder och lokaler minskar och är lägre år 2010 än år 1995.” Detta skall bl.a. ske genom att den totala energianvändningen effektiviseras för att på sikt minska samt att andelen energi från förnybara energikällor ökar.” (Prop. 2004/05:150, s. 199). I samma proposition föreslås att ROT-avdraget för energieffektivisering och satsning på förnybar energi i offentliga lokaler skall gälla från den första januari 2005. Enligt förslaget införs en skattereduktion med 30 procent av de totala kostnaderna för vissa energibesparande åtgärder och konvertering till förnyelsebar energi i offentliga fastigheter. För installation av solceller höjs skattereduktionen till 70 procent.

Det som gör att delmålet under *God bebyggd miljö* inte bedöms kunna nås utan åtgärder, är att marknaden spontant inte kan skapa tillräckligt mycket energieffektivisering. Det grundläggande marknadsmisslyckandet till detta är, som ovan framgått, bl.a. förekomsten av asymmetrisk information samt läroeffekter. Det exempel på asymmetrisk information mellan en hyresgäst och en hyresvärd som beskrivs i avsnitt 7.3 ovan illustrerar väl en situation som är relevant i detta sammanhang, och som gör att graden av energieffektivisering blir för låg ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Stödet bör främst ses som ett ”teknikstödande” styrmedel, där bl.a. förekomsten av långsiktiga läroeffekter är centrala för styrmedlets kostnadseffektivitet. Nya – och på sikt lovande – tekniker behöver en ”knuff i ryggen” för att få fotfäste på byggmarknaden.

Nässén & Holmberg (2005) analyserar hur energianvändning utvecklats mellan 1970 och 2000, med speciellt fokus på energieffektiviteten i den *genomsnittliga* samt i den *nya* byggnaden. De finner att den ökning i energieffektiviteten som skett mellan 1972 och 1985 till stor del kan förklaras av högre oljepriser, och att den avstannande och t.o.m. lägre energieffektiviseringen under senare år delvis också kan förklaras av energiprisernas utveckling. En faktor som motverkat effektiviseringen är utbyggnad av kärnkraften, vilken i många fall har fungerat som substitut allteftersom oljan blivit dyrare. Förutom att detta pekar på energibeskattningsens potentiella betydelse för energieffektiviseringar och att utbudet av energi naturligtvis påverkar prisbilden (och därmed energieffektiviseringar) vill författarna också rikta uppmärksamheten på behovet av kompletterande åtgärder i form av energistandarder för nya byggnader (i form av kWh per m<sup>2</sup> och år i stället för tekniskspecifika styrmedel för exempelvis fönster). Åtgärder som gör en tydligare koppling mellan användning och effektivisering anses också kunna bidra till en högre energieffektivisering (t.ex. genom individuell mätning och debitering av värme).

### 7.9.2 Är marginalkostnadsvillkoret uppfyllt?

Genom stödets konstruktion blir det allmänt sett mer attraktivt att investera i energieffektivisering och satsa på förnybar energi, men det är inget i stödets utformning som garanterar att den ”sista” energieffektiviseringsåtgärden kostar lika mycket för alla som är berättigade av stödet. Genom att stödet är utformat som ett visst belopp och/eller stöd som procent av total kostnad för en investering medför detta att det statistiska marginalkostnadsvillkoret *inte* är uppfyllt. Detta eftersom det är fullt möjligt att relativt stora stöd ges till ombyggnader som endast ger små energieffektiviseringar. Likaså är det fullt möjligt att relativt små stöd ges till ombyggnader som ger stora energieffektiviseringar.

Trots att marginalkostnadsvillkoret inte är uppfyllt kan den allmänna efterfrågeökningen på energieffektiva tekniker (och övergång till förnyelsebara energikällor) som följer av stödet leda till teknologiska läroeffekter som i ett dynamiskt perspektiv kan minska kostnader för energieffektiv teknik och därmed bidra till långsiktig kostnadseffektivitet i denna typ av styrmedel.

### 7.9.3 Administrativa kostnader och övergripande bedömning

De administrativa kostnaderna torde vara relativt låga, bl.a. på grund av att lagen tydligt anger vilka åtgärder som får stöd. Detta underlättar medelstillelningen och gör att kostsamma kontroller och/eller jämförelser med baseline scenarier undviks (se diskussionen om vita certifikat ovan). Den övergripande bedömningen av kostnadseffektiviteten i stödet till energieffektivisering i offentliga fastigheter är att det kan stimulera till kostnadseffektiva lösningar på längre sikt, detta genom att stödet stimulerar efterfrågan på vissa energieffektiva tekniker och därmed också skapar förutsättningar för läroeffekter.

Eftersom stödet är villkorat till energibesparande åtgärder (och konvertering till förnyelsebar energi) är inriktningen på stödet rätt sett till målet om energieffektivisering, men det finns skäl att vara uppmärksam på vilken nivå ”ribban” läggs. Finns det exempelvis skäl att tro att vissa energieffektiviseringar är bättre (t.ex. på sikt miljövänligare) än andra, men trots det är alla typer av åtgärder berättigade till samma stöd? Om detta är fallet skapar det en uppenbar risk för kostnadsineffektiviteter, eftersom det i sådana fall räcker att komma ”över ribban”, och att de på sikt mest kostnadseffektiva energibesparingsåtgärderna inte kommer till stånd. I viss mån verkar detta ha beaktats genom att stödet till solceller är procentuellt sett större än motsvarande stöd till mer mogna tekniker.

## 7.10 Avslutande kommentarer

I detta kapitel har i huvudsak följande två frågor diskuterats: (a) kan ytterligare styrmedel för energieffektivisering motiveras utifrån existerande



marknadsmislyckanden?; samt (b) främjar ett urval av styrmedel för energieffektivisering en kostnadseffektiv åtgärdsfördelning?

Den första frågan kan allmänt sett besvaras jakande, men det är samtidigt viktigt att komma ihåg att det också finns en spontan vilja hos marknadsaktörerna att hushålla med sin energianvändning (även i frånvaron av styrmedel). Styrmedel för energieffektivisering kan dock motiveras utifrån förekomsten av olika informationsmislyckanden på energimarknaderna. Dessa marknadsmislyckanden kan dock också sägas vara allmänt förekommande och det finns därför en risk att de slentrianmässigt används som argument för politisk styrning. Det finns därför skäl att hitta sätt att utvärdera förekomsten av t.ex. asymmetrisk information och dess betydelse för potentialen för energieffektivisering. Annorlunda uttryckt, är marknadsmislyckandet tillräckligt allvarligt för att motivera statlig styrning? Det är dock svårt att uttala sig om graden av asymmetrisk information. Att, exempelvis, de som investerar och de som använder en viss energitjänst kan ha såväl olika 'målfunktioner', incitament som kunskap om energieffektiva lösningar, behöver inte vara ett tillräckligt skäl till att införa statliga åtgärder för att öka energieffektiviseringen. Styrmedel har också en kostnadssida; de minskar möjligheten till andra åtgärder, och de medför transaktionskostnader och administrativa kostnader.

Den andra frågan kan också besvaras såväl nekande som jakande. Anledningen till att kostnadseffektiviteten i vissa fall är "hämmad" beror bl.a. på att styrmedlet ger incitament till en ogynnsam självselektion (PFE) samt att transaktionskostnaderna kan blir orimligt höga (t.ex. vita certifikat). Alla tre av de ovan studerade styrmedlen kan dock sägas ge incitament till att minska icke-teknologispecifika kostnader genom lärande, d.v.s. en form av "learning-by-doing" (se t.ex. Arrow, 1962), även om incitamenten kan se olika ut för de olika styrmedlen.

- *PFE* förutsätter användningen av relativt ambitiösa energiledningssystem och riktar på så sätt uppmärksamheten på icke-identifierade energieffektiviseringspotentialer. Det faktum att företagen blir tvungna att lägga ned resurser i form av insamling av relevant information m.m. skapar förutsättningar för att lära sig, upptäcka och allmänt öka uppmärksamheten för olika möjliga åtgärder.
- *Vita certifikat*: Genom det ekonomiska incitamentet som certifikatpriset skapar finns ett kontinuerligt skäl för berörda aktörer att leta efter kostnadseffektiva åtgärder för att öka energieffektiviteten och utveckla nya billigare åtgärder.
- *Stödet till energieffektivisering i offentliga fastigheter* ökar efterfrågan på energieffektiv teknik (och förnyelsebara energikällor) och hjälper på så sätt till att bygga upp kompetens kring energieffektivt byggande m.m., vilket på sikt kan leda till viktiga kostnadsreduceringar i ny teknik.

Det kan också vara relevant att slutligen lyfta fram ett potentiellt ”problem” med stöd till energieffektiviseringsåtgärder. Även om energieffektivisering allmänt sett är eftersträvansvärt, eftersom det frigör resurser som kan användas till andra ändamål, är det angeläget att, beroende på vilka politiska mål som väger tyngst, också beakta att vinsterna av energieffektiviseringen till viss del kan ”ätas upp” av ökande konsumtion. Detta kallas ibland för reboundeffekt (se t.ex. Greening m.fl., 2000). Genom att relativpriset för energitjänster sjunker vid energieffektivisering finns det en uppenbar risk att konsumtionen av energitjänster kan öka. I detta perspektiv är det relevant att säkerställa att de energipriser som konsumenterna möter inkluderar alla externa kostnader. Förändringar i energipriserna driver i hög grad viljan att genomföra energibesparingar, och en energipolitik som endast subventionerar energieffektiviseringsåtgärder men som ”glömmer bort” att internalisera externa kostnader i prisbildningen riskerar att i hög grad uppmuntra till förekomsten av rebound-effekter.

## REFERENSER

- Ahlroth, S., T. Ekvall, A. Wadeskog, G. Finnveden, E. Hochschorner, och V. Palm (2003). *Ekonomi, energi och miljö – metoder att analysera samband*. 2003-10-21. Information från [www.naturvardsverket.se/dokument/hallbar/miljoeko/samband.pdf](http://www.naturvardsverket.se/dokument/hallbar/miljoeko/samband.pdf), Naturvårdsverket. Stockholm.
- Ahnland, R. (2005). "Pionjärer i energieffektivisering," *Energimagasinet*, Vol. 26, Nr. 4, s. 12-13.
- Andersen, M. S., N. Dengsøe och A. B. Pedersen (2000) *An Evaluation of the Impact of Green Taxes in the Nordic Countries*, TemaNord 2000:561, Nordic Council of Ministers, Köpenhamn.
- Annual Review of Energy and the Environment* (1995). "Energy End Use and Conservation," Vol. 20, s. 493-573.
- Aronsson, T. (2003). *Environmental Policy, Efficient Taxation and Unemployment*, Umeå Economic Studies No. 607, Institutionen för nationalekonomi, Umeå universitet, Umeå.
- Arrow, K. (1962). "The Economic Implications of Learning by Doing," *Review of Economic Studies*, Vol. 29, s. 155-173.
- Azar, C., Lindgren, K., och B. Andersson, (2000). *Hydrogen or Methanol in the Transportation Sector?* KFB-Report Nr. 2000:35, VINNOVA, Stockholm.
- Azar, C., och T. Sterner (1996). "Discounting and Distributional Considerations in the Context of Global Warming," *Ecological Economics*, Vol. 19, s. 169-185.
- Baumol, W. J., och W. E. Oates (1988). *The Theory of Environmental Policy*, Andra upplagan, Cambridge University Press, New York.
- Berglund, C., och P. Söderholm (2006). "Modeling Technical Change in Energy System Analysis: Analyzing the Introduction of Learning-by-doing in Bottom-up Energy Models," forthcoming in *Energy Policy*.
- Bergman, L., och M. Radetzki (2003). *Global klimatpolitik – Konsekvenser för Sveriges ekonomi och energisektor*, SNS Förlag, Stockholm.
- Bizer, K. (1999). "Voluntary Agreements: Cost-effective or a Smokescreen for Failure?" *Environmental Economics and Policy Studies*, Vol. 2, Nr. 2, s. 147-165.
- British Government (2004). *Energy Efficiency: The Government's Plan for Action*, Department for Environment Food and Rural Affairs (DEFRA), Internet: [www.archive2.officialdocuments.co.uk/document/cm61/6168/6168.pdf](http://www.archive2.officialdocuments.co.uk/document/cm61/6168/6168.pdf).
- Brännlund, R., och B. Kriström (1998). *Miljöekonomi*, Studentlitteratur, Lund.
- Bye, B., och K. Nyborg (2003). "Are Differentiated Carbon Taxes Inefficient? A General Equilibrium Analysis," *The Energy Journal*, Vol. 24, Nr. 2, s. 95-112.
- Carlén, B. (2004a). *EU's Emissions Trading System in the Presence of National Emission Targets*, Working Paper 2004:16, Nationalekonomiska institutionen, Stockholms universitet.
- Carlén, B. (2004b). *BNP-effekter av svensk klimatpolitik – en kommentar*, Arbetsrapport 2004:008, Institutet för tillväxtpolitiska studier (ITPS), Östersund.
- Carlén, B. (2005). "En kommentar till *Utvärdering av stödet till lokala investeringsprogram för ekologisk hållbarhet – ett samhällsekonomiskt perspektiv*," opublicerat manuskript, Nationalekonomiska institutionen,

Stockholms universitet.

- Coase, R. H. (1960). "The Problem of Social Cost," *Journal of Law and Economics*, Vol. 3, s. 1-44.
- Cooter, R., och T. Ulen (2000). *Law and Economics*, Tredje upplagan, Addison-Wesley.
- Cramton, P., och S. Kerr (2002). "Tradeable Carbon Permit Auctions: How and Why to Auction Not Grandfather," *Energy Policy*, Vol. 30, s. 333-345.
- Diamond, P.A., och J. A. Mirrlees (1971). "Optimal Taxation and Public Production 1: Production Efficiency and 2: Tax Rules," *American Economic Review*, Vol. 61, s. 8-27 och s. 261-278.
- Dienes, L., I. Dobozi, och M. Radetzki (1994). *Energy and Economic Reform in the Former Soviet Union*, St. Martin's Press, New York.
- Dixit, A. K., och R. S. Pindyck (1994). *Investment under Uncertainty*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Ds 2001:71. *Sveriges tredje nationalrapport om klimatförändringar - I enlighet med Förenta Nationernas ramkonvention om klimatförändringar*, Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet, Stockholm.
- European Climate Change Programme (ECCP) (2000). Information från <http://europa.eu.int/comm/environment/climat/eccp.thm>.
- EU Direktiv 92/81/EG, Rådets direktiv 92/81/EEG av den 19 oktober 1992 om harmonisering av strukturerna för punktskatter på mineraloljor, Europeiska gemenskapernas officiella tidning nr L 316.
- EU Direktiv 03/30/EG, Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/30/EG av den 8 maj 2003 om främjande av användningen av biodrivmedel eller andra förnybara drivmedel, Europeiska gemenskapernas officiella tidning nr L 123.
- EU Direktiv 03/96/EG, Rådets direktiv 2003/96/EG av den 27 oktober 2003 om omstrukturering av gemenskapsramen för beskattning av energiprodukter och elektricitet, Europeiska gemenskapernas officiella tidning nr L 283.
- Ek, K., P. Söderholm, och E. Amundsen (2004). *Långsiktiga konsekvenser av en utvidgad norsk-svensk elcertifikatmarknad*, underlag till STEM-utredningen "Konsekvenser av en utvidgad certifikatmarknad".
- Ellerman, A. D. (1996). "The Competition between Coal and Natural Gas: The Importance of Sunk Costs," *Resources Policy*, Vol. 22, Nr. 1-2, s. 33-42.
- Ellerman, A. D. (1999). "The Next Restructuring: Environmental Regulation," *The Energy Journal*, Vol. 20, s. 141-147.
- Ellerman, A. D., P. L. Joskow, R. Schmalensee, J-P. Montero, och E. M. Bailey (2000). *Markets for Clean Air. The U.S. Acid Rain Program*, Cambridge University Press, New York.
- Elofsson, K., och I-M. Gren (2004). "Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön – en utvärdering," *Ekonomisk Debatt*, Vol. 32, Nr. 3, s. 57-68.
- Europeiska Kommissionen (1996). *On Environmental Agreements*, COM(1998) 0561, Brussels.
- Europeiska Kommissionen (2005). *Green Paper on Energy Efficiency*, COM(2005) 265, Brussels.
- Farla, J. C. M, och K. Blok (2002) "Industrial Long-term Agreements on Energy Efficiency in The Netherlands. A Critical Assessment of the Monitoring Methodologies and Quantitative Results," *Journal of Cleaner Production*, Vol. 10, s. 165–182.
- Glachant, M. (1999). "The Efficiency of Policy Instruments for Regulating Industrial Pollution: A Coasean Approach," Arbetsrapport, CERNA, Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris.

- Goldstein, G. A., och L. A. Greening (2001). *Energy Planning and the Development of Carbon Mitigation Strategies. Using the MARKAL Family of Models*, International Resources Group, Washington, DC, USA.
- Golombek, R., och E. R. Moen (1999). "Do Voluntary Agreements Lead to Cost Efficiency?" Memorandum No. 24/1999, Department of Economics, University of Oslo, Norway.
- Graham, D. J., and S. Glaister (2002). "The Demand for Automobile Fuel: A Survey of Elasticities," *Journal of Transport Economics and Policy*, Vol. 36, No. 1, s. 1-25.
- Greening L. A., D. Greene, och C. Difiglio (2000). "Energy Efficiency and Consumption – The Rebound Effect – A Survey," *Energy Policy*, Vol. 28, Nr. 6-7, s. 389-401.
- Hjalmarsson, A-K., C. Björklund, och M. Stenkvist (2003). *Utvärdering av klimatåtgärders kostnadseffektivitet*, Rapport på Uppdrag av Statens Naturvårdsverk, ÅF-Energikonsult AB, Stockholm.
- Hoel, M. (1994). "Should a Carbon Tax be Differentiated Across Sectors?" *CEPR Discussion Paper*, No. 1066, London. Centre for Economic Policy Research, Information från <http://www.cepr.org/pubs/dps/DP1066.asp>.
- Hoel, M. (2001). "International Trade and the Environment: How to Handle Carbon Leakage." In H. Folmer (Red.), *Frontiers of Environmental Economics*, Edward Elgar, s. 176-91.
- Institutet för transportforskning (TFK) (2003). *Kilometerbaserade vägavgifter. Miljöeffekter och andra konsekvenser*, Naturvårdsverkets rapport 5273, Stockholm.
- IPCC (2001). *Third Assessment Report (TAR)*, International Panel of Climate Change, Geneva.
- ITPS (2005). *Ett alternativt energiskattesystem – effekter på industrins konkurrenskraft*, Arbetsrapport 2005:008, Institutet för tillväxtpolitiska studier, Östersund.
- Jacobsson, S. (2002). "Att omvandla energisystemet – reflektioner kring "Handel med certifikat. Ett nytt sätt att främja el från förnybara energikällor", SOU 2001:77," *Ekonomisk Debatt*, Vol. 30, Nr. 3, s. 265-270.
- Jaffe, A. B., och R. N. Stavins (1994a). "The Energy-Efficiency Gap. What Does It Mean?" *Energy Policy*, Vol. 22, Nr. 10, s. 804-810.
- Jaffe, A. B., och R. N. Stavins (1994b). "The Energy Paradox and the Diffusion of Conservation Technology," *Resource and Energy Economics*, Vol. 16, No. 2, s. 91-122.
- Jaffe, A. B., R. G. Newell, och R. N. Stavins (1999). *Energy-Efficient Technologies and Climate Change Policies: Issues and Evidence*, Climate Issue Brief No. 19, Resources for the Future, Washington, DC.
- Jaffe, A. B., R. G. Newell, och R. N. Stavins (2005). "A Tale of Two Market Failures: Technology and Environmental Policy," för publicering i *Ecological Economics*.
- Johannsen, K. S. (2002). "Combining Voluntary Agreements and Taxes — An Evaluation of the Danish Agreement Scheme on Energy Efficiency in Industry," *Journal of Cleaner Production*, Vol. 10, s. 129–141.
- Johansson, B. (2004). *Klimatpolitiska styrmedels funktion och möjliga effekter*, Rapport No. 56, Miljö- och energisystem, Lunds universitet.
- Khan, J. (2003). "Wind Power Planning in Three Swedish Municipalities," *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol. 46, Nr. 4, s. 563-581.

- Kolstad, C. (2000). *Environmental Economics*, Oxford University Press, New York.
- KOM(2000)769, Grönbok - Mot en europeisk strategi för trygg energiförsörjning/\* KOM/2000/0769 slutlig.
- KOM(2001)547, Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, rådet, ekonomiska och sociala kommittén och regionkommittén om alternativa bränslen för vägtransport och om åtgärder för att främja användningen av biobränslen/\* KOM/2001/0547 slutlig.
- KOM/2003/0739, Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om effektiv slutanvändning av energi och om energitjänster, KOM/2003/0739 slutlig
- Konjunkturinstitutet (2002). *Konsekvenser av restriktioner på koldioxidutsläpp. Ekonomiska kalkyler fram till 2010*, Rapport 2002:1, Miljöräkenskaper, Stockholm.
- Konjunkturinstitutet (2003) *Samhällsekonomiska konsekvenser för Sverige av begränsad handel med utsläppsrätter enligt EU:s direktiv*, Rapport 2003:1, Miljöräkenskaper, Stockholm.
- Krarup, S., och S. Ramesohl (2002). "Voluntary Agreements on Energy Efficiency in Industry – Not a Golden Key, but Another Contribution to Improve Climate Policy," *Journal of Cleaner Production*, Vol. 10, s. 109-120.
- Levine, M.D., J. G. Koomey, J. E. McMahon, A. H. Sanstad, och E. Hirst (1995). "Energy Efficiency Policy and Market Failures," *Annual Review of Energy and the Environment*, Vol. 20, s. 535-555.
- Lindén, A-L., och A. Carlsson-Kanyama (2002). "Voluntary Agreements – A Measure for Energy-efficiency in Industry? Lessons from a Swedish Programme," *Energy Policy*, Vol. 30, s. 897-905.
- Långtidsutredningen (1999). *Miljö och ekonomi – scenarier fram till år 2015*, LU99 Bilaga 2.
- Mabey, N., och J. Nixon (1997). "Are Environmental Taxes a Free Lunch? Issues in Modelling the Macroeconomic Effects of Carbon Taxes," *Energy Economics*, Vol. 19, Nr. 1, s. 29-56.
- McDonald, A., och L. Schratzenholzer (2000). "Learning Rates for Energy Technologies," *Energy Policy*, Vol. 29, s. 255-261.
- MacGill, I., och H. Outhread (2003). "Energy Efficiency Certificate Trading and the NSW Greenhouse Benchmarks scheme," *Draft ERGO Discussion Paper 0301*, Electricity Restructuring Group, The University of New South Wales, Sydney, Australia.
- Menanteau, P., D. Finon, och M-L. Lamy (2003). "Prices versus Quantities: Choosing Policies for Promoting the Development of Renewable Energy," *Energy Policy*, Vol. 31, s. 799-812.
- Miljövårdsberedningen 2004:2. *Strategi för energieffektiv bebyggelse*, Stockholm.
- Mirrlees, J. A. (1971). "An Exploration in the Theory of Optimum Income Taxation," *Review of Economic Studies*, Vol. 5, s. 419-477.
- Mundaca, L., and K. McCormick (2004) "Energy Policy Instruments and Innovation: How Can Tradable Permit Schemes Influence Innovation Processes?" Paper presenterat vid the Innovation, Sustainability and Policy Conference, Germany, May 2004.
- Myles, G. D. (1995). *Public Economics*, Cambridge University Press, New York.
- Naturvårdsverket (NV) (2003). *Styrmedels effektivitet i den svenska klimatstrategin*, Rapport 5286, Stockholm.
- Naturvårdsverket (NV) (2005). LIP ur ett samhällsekonomiskt perspektiv – en utvärdering av det statliga stödet till lokala investeringsprogram för ekologisk

- hållbarhet, Rapport 5453, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Newell, R. G. (2000). "Balancing Policies for Energy Efficiency and Climate Change," *Resources*, Summer, Nr. 140, s. 14-17.
- Nilsson, C. (1999). "A Unilateral Versus a Multilateral Carbon dioxide Tax – A Numerical Analysis with the European Model GEM-E3," *Working Paper No. 66*, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Nyborg, K., R. H. Howarth, and K. A. Brekke (2003). "Green Consumers and Public Policy: On Socially Contingent Moral Motivation," Memorandum No. 31/2003, Department of Economics, University of Oslo, Norway.
- Nässén, J., och J. Holmberg (2005). "Energy Efficiency – A Forgotten Goal in the Swedish Building Sector?" *Energy Policy*, Vol. 33, No. 8, s. 1037-1051.
- Oikonomou, V., and M. Patel (2004) "White and Green Phase II – White Certificates," *The "White and Green" Consortium*, Utrecht University, Internet: [www.iiiee.lu.se/files/whiteandgreen/pdf/WG\\_WC.pdf](http://www.iiiee.lu.se/files/whiteandgreen/pdf/WG_WC.pdf).
- Oikonomou, V., M. Patel, L. Mundaca, T. Johansson, och U. Farinelli (2004). "A Qualitative Analysis of White, Green Certificates and EU CO2 Allowances," Phase II of the White and Green project, *The "White and Green" Consortium*, Internet: [www.iiiee.lu.se/files/whiteandgreen/pdf/WG\\_Phase\\_II\\_Report.pdf](http://www.iiiee.lu.se/files/whiteandgreen/pdf/WG_Phase_II_Report.pdf).
- Pandey, R., och G. Bhardwaj (2004). "Comparing the Cost Effectiveness of Market-based Policy Instruments versus Regulation: The Case of Emission Trading in an Integrated Steel Plant in India," *Environment and Development Economics*, Vol. 9, s. 107-122.
- Papineau, M. (2006). "An Economic Perspective on Experience Curves and Dynamic Economies in Renewable Energy Technologies," för publicering i *Energy Policy*.
- Pearce, D. W. (2003). "The Social Cost of Carbon and its Policy Implications," *Oxford Review of Economic Policy*, Vol. 19, Nr. 3, s. 362-384.
- Pizer, W. A., och R. Kopp (2003). *Calculating the Costs of Environmental Regulation*, Discussion Paper 03-06, Resources for the Future, Washington, DC.
- Porter, M. E., och C. van der Linde (1995). "Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship," *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 9, Nr. 4, s. 97-118.
- Prop. 1996/97:84. *En uthållig energiförsörjning*, Stockholm.
- Prop. 1997/98:56. *Transportpolitik för en hållbar utveckling*, Stockholm.
- Prop. 1997/98:145. *Svenska Miljömål – miljöpolitik för ett hållbart Sverige*, Stockholm.
- Prop. 2001/02:143. *Samverkan för en trygg, effektiv och miljövänlig energiförsörjning*, Stockholm.
- Prop. 2004/05:1. *Förslag till statsbudget för 2005. Energi Utgiftsområde 21*, Stockholm.
- Prop. 2004/05:150. *Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag*, Stockholm.
- Ramsey, F. P. (1927). "A Contribution to the Theory of Taxation," *Economic Journal*, Vol. 37, s. 47-61.
- Regeringskansliet (2005a). *Förslag om ett utvecklat elcertifikatsystem*, Promemoria, Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet, Stockholm.
- Regeringskansliet (2005b). *Investeringsstöd för konvertering från direktverkande elvärme i bostadshus*, Promemoria 2005-07-04, Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet (M2005/4020/E), Stockholm.
- Rietbergen, M. G., J. C. M. Farla, och K. Blok (2002). "Do Agreements Enhance Energy Efficiency Improvement? Analysing the Actual Outcome of Long-term

- Agreements on Industrial Energy Efficiency Improvement in The Netherlands,” *Journal of Cleaner Production*, Vol. 10, s. 153-163.
- Rosendahl, K. E. (2004). “Cost-effective Environmental Policy: Implications of Induced Technological Change,” *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 48, s. 1099-1121.
- Schneider, S. H., och L. H. Goulder (1997) “Achieving Low-cost Emissions Targets,” *Nature*, Vol. 389, s. 13-14.
- Segerson, K., och T. J. Miceli (1998). ”Voluntary Environmental Agreements: Good or Bad News for Environmental Protection?” *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 36, s. 109-130.
- SFS 1998:23. Förordning om statliga bidrag till lokala investeringsprogram som ökar den ekologiska hållbarheten i samhället.
- SIKA (2005). ”Kalkylvärden och kalkylmetoder (ASEK) En sammanfattning av Verksgruppens rekommendationer 2005,” *SIKA PM 2005:16*, Stockholm.
- Simon, H. A. (1997). *Administrative Behavior: A Study of Decision-making Processes in Administrative Organizations*, Fjärde upplagan, The Free Press, New York.
- Skatteverket (2004). *Skatter i Sverige. Skattestatistisk årsbok 2004*, Skatteverket, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2000:23, *Förslag till svensk klimatstrategi - Klimatkommitténs betänkande*, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2001:77. *Handel med certifikat. Ett nytt sätt att främja el från förnybara energikällor*, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2003:2, *Fördelningseffekter av miljöpolitik*, Bilaga 11 till Långtidsutredningen 2003, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2003:38. *Svåra skatter! Betänkande från Skattenedsettningskommittén*, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2003:60. *Handla för bättre klimat*, Delbetänkande av FlexMex2-utredningen, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2004:4. *Förnybara fordonsbränslen nationellt mål för 2005 och hur tillgängligheten av dessa bränslen kan ökas*, Delbetänkande från Utredningen om förnybara fordonsbränslen, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2004:62. *Handla för bättre klimat - handel med utsläppsrätter 2005-2007 m.m.*, Delbetänkande av FlexMex2-utredningen, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2004:63. *Skatt på väg*, Slutbetänkande från Vägtrafikskatteutredningen, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2004:76. *Godstransporter - noder och länkar i samspel*, Slutbetänkande från Godstransportdelegationen, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2004:109. *Energideklarering av byggnader. För effektivare energianvändning*, Fritzes, Stockholm.
- SOU 2004:133. *Introduktion av förnybara fordonsbränslen*, Slutbetänkande från Utredningen om förnybara fordonsbränslen Fritzes, Stockholm.
- SOU 2005:10. *Handla för bättre klimat: Från införande till utförande*, Slutbetänkande av FlexMex2-utredningen, Fritzes, Stockholm.
- Statens energimyndighet (STEM) (2001a). *Det kortsiktiga programmet för omställning av energisystemet – resultat per den 30 juni 2001*, ER 12:2001, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (STEM) (2001b). *Energimyndighetens klimatrapport 2001, Med anledning av Sveriges tredje nationalrapport till klimatkonventionen*, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (STEM) (2002). *Redovisning av Energimyndighetens*



- insatser för energieffektivisering åren 1998-2001*, ER 2:2002, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (STEM) (2003). *Styrmedel inom klimatpolitiken*, ER 2003: 21, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (STEM) (2004a). *Konsumenten och den förnybara elen*, Rapport ER 2004:12, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (STEM) (2004b). *Metoder och mått för att följa upp information och andra styrmedel för energieffektivisering*, Redovisning av uppdrag i Energimyndighetens regleringsbrev, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (STEM) (2004c). *Skattebefrielse på el – för effektiv energianvändning i industrin*, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (STEM) (2005a). *Priser och kostnader i elcertifikatsystemet*, Rapport ER 2005:17, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (2005b). *Skattebefrielse på el – för effektiv elanvändning i industrin*, ET 2005:03, Eskilstuna.
- Statens energimyndighet (STEM) och Statens naturvårdsverk (NV) (2004). *Utvärdering av styrmedel i klimatpolitiken*, Delrapport 2 till Energimyndighetens och Naturvårdsverkets underlag till Kontrollstation 2004, Stockholm.
- Stavins, R. N. (2000). *Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments*, Discussion Paper 00-09, Resources for the Future, Washington, DC.
- Stern, P. C. (1999). "Information, Incentives, and Proenvironmental Consumer Behavior," *Journal of Consumer Policy*, Vol. 22, s. 461-478.
- Stiglitz, J. E. (2002). "Information and the Change in Paradigm in Economics," *American Economic Review*, Vol. 92, Nr. 3, s. 460-501.
- Sundqvist, T., och P. Söderholm (2002). "Valuing the Environmental Impacts of Electricity Generation: A Critical Survey," *Journal of Energy Literature*, Vol. 8, Nr. 2, s. 3-41.
- Svenska Petroleum Institutet (SPI) (2003), *Förnybara drivmedel. Hur ska en introduktion ske teknikneutralt, långsiktigt kostnadseffektivt, energieffektivt, miljövänligt och framtidsorienterat?* Stockholm.
- Söderholm, P., K. Ek, och M. Pettersson (2005). "Wind Power Development in Sweden: Global Policies and Local Obstacles," för publicering i *Renewable and Sustainable Energy Reviews*.
- Söderholm, P., och L. Strömberg (2003). "Options, Costs and Strategies for CO<sub>2</sub> Reductions in the European Power Sector," *Energy Studies Review*, Vol. 11, Nr. 2, s. 171-204.
- Söderholm, P., och T. Sundqvist (2003a). "Pricing Environmental Externalities in the Power Sector: Ethical Limits and Implications for Social Choice," *Ecological Economics*, Vol. 46, s. 333-350.
- Söderholm, P., och T. Sundqvist (2003b). "Learning Curve Analysis for Energy Technologies: Theoretical and Econometric Issues," Paper presenterat vid International Energy Workshop (IEW), Laxenburg, Österrike, 24-26 juni.
- Tietenberg, T. (2002). *Environmental and Natural Resource Economics*, Sjätte upplagan, Addison, Wesley, New York.
- Unger, T., och Ahlgren, E. O. (2005) "Impacts of a Common Green Certificate Market on Electricity and CO<sub>2</sub>-emission Markets in the Nordic Countries," *Energy Policy*, Vol. 33, s. 2152-2163.
- UNDP (2002). *World Energy Assessment*, United Nations Development Program and the World Energy Council, Washington, DC.

- Von Borgstede, C., U. Dahlstrand, och A. Biel (1999). *From Ought to Is: Moral Norms in Large-Scale Dilemmas*, Göteborg Psychological Reports, Vol. 29, Nr. 5, Psykologiska institutionen, Göteborgs universitet.
- Vredin Johansson, M. (2004). *Allocation and Ex Ante Cost Efficiency of a Swedish Subsidy for Environmental Sustainability: The Local Investment Program*, Working Paper 2004:8, Nationalekonomiska institutionen, Uppsala universitet.
- Watson, R. T. (2001). *Climate Change 2001. Synthesis Report*, Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, New York.
- Weitzman, M. L. (1974) "Prices vs. Quantities," *Review of Economic Studies*, Vol. XLI, s. 477-91.
- Wibe, S. (2001). "Substitution och teknologisk förändring i den svenska fjärrvärmesektorn," *Rapport 124*, Institutionen för skogsekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Östblom, G. (1999). "An Environmental Medium Term Economic Model – EMEC," *Working Paper No. 69*, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Östblom, G. och Samakovlis, E. (2004). "Costs of Climate Policy when Pollution Affects Health and Labour Productivity: A General Equilibrium Analysis Applied to Sweden," *Working Paper No. 93*, Konjunkturinstitutet, Stockholm.