

En utvärdering av det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja hållbara städer

Maria Vredin Johansson

KONJUNKTURINSTITUTET gör analyser och prognoser över den svenska ekonomin samt bedriver forskning i anslutning till detta. Konjunkturinstitutet är en statlig myndighet under Finansdepartementet och finansieras till största delen med statsanslag. I likhet med andra myndigheter har Konjunkturinstitutet en självständig ställning och svarar själv för bedömningar som redovisas.

Konjunkturläget innehåller analyser och prognoser över svensk och internationell ekonomi. **The Swedish Economy** sammanfattar rapporten på engelska.

Analysunderlag består av ett omfattande sifferunderlag i tabellform och publiceras i anslutning till Konjunkturläget. Analysunderlaget publiceras endast på KI:s hemsida i samband med Konjunkturläget i juni.

Lönebildningsrapporten ger analyser av de samhällsekonomiska förutsättningarna för svensk lönebildning. Rapporten är årlig och sammanfattningen översätts till engelska.

I serien **Specialstudier** publiceras rapporter som härrör från utredningar eller andra uppdrag. Forskningsresultat publiceras i serien **Working Paper**. Flertalet publikationer kan laddas ner från Konjunkturinstitutets hemsida, www.konj.se

Förord

Konjunkturinstitutet har fått i uppdrag av regeringen att utvärdera det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja utvecklingen av hållbara städer. Enligt uppdraget ska Konjunkturinstitutet i sin utvärdering särskilt bedöma stödets kostnadseffektivitet för att uppnå de syften som anges i förordningen om statligt stöd för hållbara städer.

Utvärderingen har författats av Maria Vredin Johansson vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet. Författaren är tacksam för synpunkter och diskussioner med Thomas Broberg, Mats Dillén, Tomas Forsfält, Sven Ove Hansson, Tobias Persson, Eva Samakovlis, och Göran Östblom.

Innehåll

Sammanfattning.....	7
1 Inledning.....	9
2 Det ekonomiska stödet till hållbara städer.....	11
Bakgrund.....	11
Förordning.....	11
Ansökningsprocess.....	12
Bidragen till investerings- och planeringsprojekt.....	12
3 Utvärdering av miljöpolitiska åtgärder.....	14
Effektmätning.....	15
4 Hållbar utveckling.....	17
Ekologisk hållbarhet eller hållbar utveckling.....	18
Ekonomisk hållbarhet eller kostnadseffektivitet.....	18
Frågor relaterade till effekten.....	19
Frågor relaterade till kostnaden.....	21
Social hållbarhet eller frihet, jämlikhet och broderskap.....	22
Vad är en hållbar stad?.....	22
5 Utvärdering av stödet till hållbara städer.....	24
Bedömning av ekologisk och ekonomisk hållbarhet (Klimatkriteriet).....	24
Bedömning av social hållbarhet.....	28
Jämförelse med andra ekonomiska styrmedel.....	28
Stödets additionalitet.....	29
6 Diskussion.....	31
Appendix 1: Utvärdering i allmänhet och i synnerhet.....	35

Sammanfattning

Det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja hållbara städer infördes 2009 för att stödja investeringar i åtgärder som minskar utsläppen av växthusgaser. Konjunkturinstitutets analys visar att stödet saknar förutsättningar för att vara ett kostnadseffektivt klimatpolitiskt styrmedel. En fortsatt satsning kan därför inte motiveras utifrån minskningen av växthusgaser. Stödet till hållbara städer kan möjligtvis motiveras utifrån övriga positiva effekter men, på grund av att dessa effekter inte är kvantifierade, är det omöjligt att uttala sig om stödets övergripande kostnadseffektivitet.

Konjunkturinstitutet har fått i uppdrag att utvärdera det ekonomiska stödet till hållbara städer. Enligt uppdraget ska Konjunkturinstitutet i sin utvärdering särskilt bedöma stödets kostnadseffektivitet för att uppnå de syften som anges i Förordning (SFS 2008:1407) om statligt stöd för hållbara städer.

STÖDET TILL HÅLLBARA STÄDER

Enligt förordningen syftar stödet till att stödja investeringar som ”främjar hållbar stadsutveckling i syfte att väsentligen minska utsläppen av växthusgaser”. Dessutom syftar stödet till att skapa attraktiva och ekologiskt, socialt och ekonomiskt hållbara stadsmiljöer som kan vara förebilder för en integrerad hållbar stadsplanering och tillämpad miljöteknik.

Stödet till hållbara städer riktar sig framförallt mot ny- och ombyggnadsåtgärder i stadsdelar, bostadsområden och kvarter, men visst stöd ges även till förstudier, information och andra åtgärder. Under 2009 fördelade Delegationen för hållbara städer 132,5 miljoner kronor till tre olika investeringsprojekt (Malmö, Stockholm och Umeå) och 14 olika planeringsprojekt. Det genomsnittliga bidraget uppgick i investeringsprojekten till knappt 40 miljoner kronor per projekt. Bland planeringsprojekten uppgick stödet i genomsnitt till drygt 900 000 kronor per projekt. De förväntade utsläppsminskningarna varierar totalt mellan 5 000 och 26 000 ton koldioxidekvivalenter (CO₂e) per år i de stödbeviljade investeringsprojekten, beroende på vilka antaganden som görs. Den här rapporten innehåller Konjunkturinstitutets granskning av kostnadseffektiviteten i 2009-års fördelning av bidrag till investeringsprojekt.

STÖDETS KOSTNADSEFFEKTIVITET

Delegationen har i sitt beslutsunderlag använt beräkningar som Energimyndigheten utfört på uppdrag av Delegationen. För att bedöma investeringsprojektens kostnadseffektivitet har Energimyndigheten beräknat stödets bidragseffektivitet, det vill säga *ansökt* stöd i kronor per *förväntat* kilo minskat CO₂e. Om bidraget till hållbara städer motsvarar den del av investeringskostnaden som kan motiveras av positiva externa effekter, utgör åtgärdernas bidragseffektivitet deras samhällsekonomiska kostnadseffektivitet. Dessutom, om ett bidragsbeviljat projekt endast uppnår ett mål, till exempel CO₂e-minskningar, kan bidragseffektiviteten per kilo CO₂e användas för att rangordna de olika projekten. Men om projekten innebär flera effekter som värderas positivt av samhället kan vi endast med säkerhet säga att rangordningen med avseende på bidragseffektivitet ger ett rättvisande resultat om de övriga effekterna är identiska (till storlek och karaktär) i alla projekt.

Beroende på vilka antaganden som görs, visar beräkningarna att bidraget varierar mellan 0,4 och 7,6 kronor per kilo CO₂e för investeringsprojekten. Eftersom de förväntade utsläppsminskningarna sannolikt är överskattade, framstår de beviljade åtgärderna billigare än de verkligen är. Bidragseffektivitetsmättet överskattar dessutom troligtvis bidragets samhällsekonomiska lönsamhet eftersom

kostnaderna för stödet underskattas då man inte tar hänsyn till stödets övriga samhälleliga kostnader.

Jämfört med förändringar i befintliga styrmedel (koldioxidskatt och handel med utsläppsrätter) är stödet till hållbara städer inte ett kostnadseffektivt klimatpolitiskt styrmedel. Å andra sidan syftar stödet till hållbara städer även till att nå andra mål, främst social hållbarhet, innovationer och teknikspridning (till exempel förebilds- och ”skyltfönstereffekter”) utöver utsläppsminskningar.

En utvärdering av åtgärdernas kostnadseffektivitet med avseende på social hållbarhet är dessvärre omöjlig att genomföra på grund av att Delegationen inte anmodat de sökande att systematiskt uppges dessa effekter i ansökningarna. Det är inte heller möjligt att bedöma hur kostnadseffektiva åtgärderna är som förebilder för en integrerad hållbar stadsplanering och tillämpad miljöteknik eftersom kvantifieringar av dessa effekter saknas.

Även om huvudsyftet med stödet till hållbara städer är att främja en hållbar stadsutveckling i syfte att väsentligen minska utsläppen av växthusgaser finns ett grundläggande utvärderingsproblem i att stödet har flera, om än underordnade, målsättningar. De underordnade målsättningarna är dessutom svåra att kvantifiera, vilket innebär att det till exempel inte är möjligt att avgöra vilket projekt som uppnår mest respektive minst social hållbarhet. I praktiken innebär det att åtgärdernas övergripande kostnadseffektivitet inte går att utvärdera.

1 Inledning

I budgetpropositionen för 2008 (Prop. 2007/08:1) aviserade regeringen för första gången en satsning på hållbara städer inom ramen för den så kallade klimatmiljarden. Syftet med satsningen, som infördes i form av ett investeringsstöd 2009, var att ”*stödja stadsbyggnadsprojekt som med användande av ny teknik och integrerad planering kan bidra till väsentligt förbättrad miljöprestanda och minskad klimatpåverkan*”. Under 2009 fördelade den av regeringen för ändamålet utsedda Delegationen för hållbara städer (hädanefter kallad Delegationen)¹ de första bidragen på totalt 132,5 miljoner kronor. Under 2010 ska ytterligare 200 miljoner kronor fördelas. Den här rapporten innehåller en granskning av den första stödombudsansökanens förväntade kostnadseffektivitet.

Städer upptar bara ett par procent av jordens totala landyta, men härbärgerar halva jordens befolkning och står för 30-80 procent av världens energirelaterade utsläpp av koldioxid (Urban World, 2009; UN-Habitat, 2008; IEA, 2008; www.c40cities.org). I framtiden bedömer IEA (2008) att stadens roll kommer att öka i betydelse i klimatsammanhang på grund av att urbaniseringen ökar. Internationellt sett har försök att påverka städernas klimatpåverkan skett genom bland annat International Council for Local Environmental Initiatives (www.iclei.org), Clinton Foundations Climate Initiative (www.clintonfoundation.org), C40 Cities Climate Leadership Group (www.c40cities.org). I Sverige finns sedan 2003 ”Klimatkommunerna” (www.klimatkommunerna.se), en förening för kommuner, landsting och regioner som jobbar aktivt med lokalt klimatarbete. På Europeiska unionens (EU) nivå finns också en mängd avsiktsförklaringar, till exempel Aalborg Charter, storstadsdeklarationen Leipzig Charter och EU:s förnyade strategi för Hållbar utveckling (EU, 2005), som samtliga identifierar staden som en viktig faktor i arbetet mot minskade utsläpp av växthusgaser.

Bland de svenska miljömålen bedöms stödet till hållbara städer framförallt ha effekt på miljömålen Begränsad klimatpåverkan och God bebyggd miljö², men stödet kan sannolikt innebära positiva effekter även på andra miljömål. I regeringens senaste miljömålsproposition (Prop. 2009/10:155) bedöms Begränsad klimatpåverkan och God bebyggd miljö vara två av de fyra miljömål som fortfarande är mycket svåra att nå. Stödet till hållbara städer syftar också till att göra Sverige till ett föregångsland för ett modernt, miljöanpassat samhälle. Genom goda svenska exempel är förhoppningen att svensk (miljöteknik)export ska främjas (Dagens Nyheter, 2007-09-02).

Det övergripande målet för den svenska miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. Med dagens system med miljömål och delmål, eller etappmål, är det viktigt att olika styrmedels bidrag till delmålen utvärderas. När en allt större del av samhällets resurser satsas på att minska miljöproblemen ökar även kraven på att arbetet genomförs kostnadseffektivt. Ett styrmedel är kostnadseffektivt om det når så stor effekt som möjligt till en given kostnad eller minimerar kostnaden för en given effekt. För att kunna utvärdera ett styrmedels kostnadseffektivitet måste vi därför relatera kostnaden för styrmedlet mot dess *effekt*, det vill säga mot vad det uppnår.

¹ Delegationens uppdrag finns att läsa på <http://www.sweden.gov.se/content/1/c6/11/08/55/17a880c8.pdf>.

² Det kortsiktiga målet avseende utsläpp av växthusgaser för miljömålet Begränsad klimatpåverkan innebär att de svenska utsläppen av växthusgaser ska, som ett medelvärde för perioden 2008–2012, vara minst 4 procent lägre än utsläppen år 1990 (Miljömålsrådet, 2008). Utsläppen skall räknas som koldioxidekvivalenter och omfatta de sex växthusgaserna enligt Kyotoprotokollet och IPCC:s definitioner. Delmålet skall uppnås utan kompensation för upptag i kolsänkor eller med flexibla mekanismer. Delmålet avseende energianvändning med mera i byggnader för miljömålet God bebyggd miljö innebär att den totala energianvändningen per uppvärmd areaenhet i bostäder och lokaler ska minska och att minskningen bör vara 20 procent till år 2020 och 50 procent till år 2050 i förhållande till användningen 1995 (Miljömålsrådet, 2008). Till år 2020 skall beroendet av fossila bränslen för energianvändningen i bebyggelsesektorn vara brutet, samtidigt som andelen förnybar energi ökar kontinuerligt (Miljömålsrådet, 2008).

Föreliggande rapport innehåller fyra beskrivande och analyserande avsnitt samt en avslutande diskussion. Avsnitt 2 innehåller en beskrivning av det ekonomiska stödet till hållbara städer. Avsnitt 3 ger en introduktion till hur effekten av miljöpolitiska åtgärder kan utvärderas. Avsnitt 4 diskuterar begreppen hållbar utveckling och hållbar stad samt visar på svårigheter relaterade till utvärdering av kostnadseffektiviteten för styrmedel som har flera mål. Avsnitt 5 innehåller en utvärdering av stödet till hållbara städer.

2 Det ekonomiska stödet till hållbara städer

Bakgrund

Det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja hållbara städer är det senaste i en serie miljöpolitiska investeringsprogram med likartad konstruktion: Lokala investeringsprogram (LIP), Klimatinvesteringsprogram (Klimp) och stödet till energiinvesteringar i lokaler för offentlig verksamhet (OFFrot). Stödet till hållbara städer utgör i princip en fortsättning – om än i mindre omfattning – på Klimp som avslutades 2008. Medan Klimp fördelade nästan två miljarder kronor under åren 2003-2008, uppgår stödet till hållbara städer under 2009 och 2010 till totalt 340 miljoner kronor. Stöd ges till två typer av projekt; investeringsprojekt och planeringsprojekt. Investeringsprojekten består av åtgärder som avser ny- eller ombyggnad av stadsdel, kvarter eller bostadsområde med fokus på energi, vatten, avfall och transporter. Planeringsprojekten utgör endast en mindre del av bidragen och består av förstudier, programskrivning, planering och information. I bidragsprövningen uppges minskningen av växthusgaser vara utslagsgivande för beviljandet av bidrag (16 §, Förordning (2008:1407) om statligt stöd till hållbara städer; Delegationen för hållbara städer, 2010).

Förordning

Det statliga stödet till hållbara städer regleras i *Förordning (2008:1407) om statligt stöd för hållbara städer*. Nedan återges paragrafer av särskild relevans för utvärderingen.

Enligt förordningens 1 § *får statligt stöd ges till investeringar för åtgärder som främjar hållbar stadsutveckling i syfte att väsentligen minska utsläppen av växthusgaser. I 3 § betonas vikten av att åtgärderna ska bidra till att skapa [...] attraktiva och ekologiskt, socialt och ekonomiskt hållbara stadsmiljöer som 1. kan vara förebilder för en integrerad hållbar stadsplanering och tillämpad miljöteknik, och 2. underlättar spridning av kunskap om sådana stadsmiljöer inom Sverige och till andra länder.*

Stödberättigade åtgärder definieras i 5 § som anger att stöd ska 1. *företrädesvis ges till åtgärder som avser ny- eller ombyggnad inom en särskild stadsdel eller ett särskilt bostadsområde eller kvarter och rör energi, vatten, avfall eller transporter och 2. i en mer begränsad omfattning ges till åtgärder som avser genomförande av förstudier, programbeskrivning eller sektorsövergripande planering eller informationsinsatser. Enligt 6 § får stöd inte ges till åtgärder som 1. följer av skyldighet i lag eller annan författning, 2. avser löpande underhåll, 3. ändå skulle ha genomförts inom [...] sökandens normala verksamhet, 5. är lönsam på kort sikt, eller 6. utförs av någon som inte har F-skattebevis [...].*

Enligt 10 § ska ansökan innehålla *en redogörelse för hur åtgärderna uppfyller kraven i 5-7 §§, inklusive en beräkning av hur åtgärderna minskar utsläppen av växthusgaser.*

Enligt 15 § ska Delegationen *koncentrera stödet till så få mottagare att stödet i så hög utsträckning som möjligt främjar en sådan hållbar stadsutveckling som avses i 3 §. Delegationen ska vid prövningen också beakta 1. åtgärdernas effekt på energianvändning, på nationella miljökvalitetsmål och på social och ekonomisk hållbarhet, 2. möjligheterna att med åtgärder skapa bra förebilder för en integrerad hållbar stadsplanering och tillämpad miljöteknik [...].*

Om ansökningarna överstiger tillgången på medel *ska stöd i första hand ges till de åtgärder som i sin helhet och i ett långsiktigt perspektiv bedöms ha bäst förutsättningar för att i förhållande till stödets storlek bidra till den största minskningen av utsläpp av växthusgaser (16 §). Denna paragraf kan definieras som "klimatkriteri-*

et” i stödet till hållbara städer. Delegationen ska i två omgångar inhämta yttrande från Boverket; först *innan delegationen tar ställning till om en ansökan ska bli föremål för en fördjupad prövning* (12 §) och sedan *innan delegationen beslutar att stöd ska ges* (17 §).

Enligt 19 § får stödet *uppgå till högst 30 procent av den stödberättigade kostnaden*. Den stödberättigade kostnaden beräknas som investeringskostnaden *minus* de kostnader som är nödvändiga för att åtgärden ska uppfylla gällande bestämmelser och byggregler och, om så är fallet, *annat offentligt finansieringsstöd som getts till samma åtgärd* (18 §). Alternativt beräknas den stödberättigade kostnaden som *den faktiska kostnaden för förstudier, programskrivning och sektorsövergripande planering för hållbar utveckling* (18 §).

Ansökningsprocess

Ansökningsprocessen består av två steg. År 2009 lämnades ansökningarna till den första ansökningsomgången in i juni. Boverket bereddes sedan tillfälle att yttra sig över ansökningarna. De mest intressanta ansökningarna inbjöds sedan att lämna en kompletterad ansökan till fördjupad prövning i september 2009. I december 2009 beslutade Delegationen om stöd. För 2010-års utlysning var sista ansökningsdag till den första ansökningsomgången den 1 mars. De projekt som går vidare till fördjupad prövning ska senast i augusti 2010 ha lämnat in en kompletterad ansökan.

Bidragen till investerings- och planeringsprojekt

I 2009-års ansökningsomgång inkom totalt 78 ansökningar; 24 investeringsprojekt och 54 planeringsprojekt. Beskrivningen begränsas här till de investerings- och planeringsprojekt som gick vidare till den fördjupade prövningen, vilket innebar sju av 24 investeringsprojekt och 17 av 54 planeringsprojekt. Av de projekt som gick vidare till fördjupad prövning var det tre av sju (43 procent) som fick bidrag till investeringsprojekt och 14 av 17 (92 procent) som fick bidrag till planeringsprojekt. Den övergripande ”beviljandegraden”, det vill säga antalet beviljade projekt i förhållande till det totala antalet ansökningar, var 12 procent för investeringsprojekten (3/24) och 26 procent (14/54) för planeringsprojekten.

I Tabell 1 visas sökt och beviljat investeringsbidrag för de sökande som gick vidare till fördjupad prövning. Dessutom visar tabellen bidragsgraden, det vill säga beviljat bidrag i förhållande till sökt bidrag. Totalt beviljades tre investeringsprojekt, Malmö, Stockholm (Järva 2014) och Umeå, knappt 119 miljoner kronor i bidrag. Mest bidrag fick Stockholm, 55 miljoner, medan Malmö och Umeå fick runt 30 miljoner kronor var. Störst utdelning på sin ansökan hade Umeå som fick 74 procent av sökta bidrag. Investeringsprojektens totala investeringar uppgår till 2 744 miljoner kronor.

Tabell 1 Investeringsprojekt; sökande, sökt och beviljat bidrag samt bidragsgrad (ansökningar till fördjupad prövning)

Sökande	Sökt bidrag (tkr)	Beviljat bidrag (tkr)	Bidragsgrad (%)
Linköpings kommun	127 524	0	0
Lunds kommun	4 680	0	0
Malmö stad	116 266	29 740	26
Mölndal (KB Kreativiteten)	51 100	0	0
Stockholm stad (Järva)	84 420	55 290	65
Umeå kommun	45 669	33 670	74
Växjö kommun	50 640	0	0
Totalt	480 299	118 700	25

Tabell 2 visar sökt och beviljat planeringsbidrag samt bidragsgrad för de sökande som gick vidare till fördjupad prövning. Om man bortser från de tre planeringsprojekt som inte fick planeringsbidrag överhuvudtaget varierar bidragsgraden mellan 22 och 100 procent. En tydlig tendens är att planeringsprojekt som ansökte om mindre belopp ofta beviljades hela summan. Mest bidrag fick Östersunds kommun, nästan tre miljoner kronor. Planeringsprojektens totala investeringar uppgår till nästan 75 miljoner kronor.

Tabell 2 Planeringsprojekt; sökande, sökt och beviljat bidrag samt bidragsgrad (ansökningar till fördjupad prövning)

Sökande	Sökt bidrag (tkr)	Beviljat bidrag (tkr)	Bidragsgrad (%)
Alingsås kommun	585	0	0
Gällivare kommun	1 600	900	56
AB Gavlegårdarna	600	600	100
Haninge kommun	540	540	100
Kalmar kommun	120	120	100
SLU Alnarp	150	150	100
Lomma kommun	2 100	1 200	57
Lunds kommun	1 800	1 800	100
Länsstyrelsen i Skåne län	450	0	0
Mölndal (KB Kreativiteten)	3 750	2 050	55
Sveriges Arkitekter	1 100	240	22
Exploateringskontoret	2 550	1 560	61
Upplands Väsby kommun	600	600	100
AB Uppsala kommuns industrihus	1 500	800	53
Västerås stad	540	540	100
Växjö kommun	630	0	0
Östersunds kommun	5 000	2 700	54
Totalt	23 615	13 800	58

Eftersom bidragen till investeringsprojekten storleksmässigt är mer omfattande än bidragen till planeringsprojekten (119 respektive 14 miljoner kronor), fokuserar den här utvärderingen på fördelningen av bidrag till investeringsprojekten. Ytterligare en anledning till avgränsningen är att alla planeringsprojekt, samt de investeringsprojekt som inte gick vidare till den fördjupade prövningen, saknar systematiskt kvantifierad information om projektens förväntade effekter i form av minskade utsläpp av växthusgaser (mätt som koldioxidekvivalenter, CO₂e). Det är därför omöjligt att bedöma dessa projekts kostnadseffektivitet med avseende på minskningar av utsläppen av CO₂e.

3 Utvärdering av miljöpolitiska åtgärder³

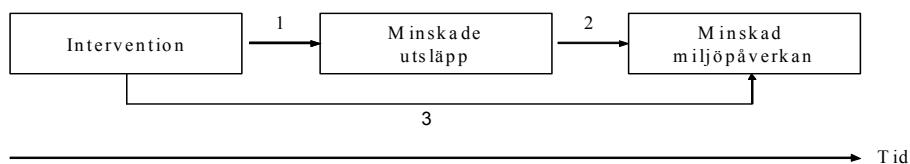
Det övergripande målet för den svenska miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta. Med dagens system med miljömål och delmål är det viktigt att olika styrmedels bidrag till uppfyllandet av delmålen utvärderas. När en allt större del av samhällets resurser satsas på att minska miljöproblemen ökar även kraven på att arbetet genomförs kostnadseffektivt. För att kunna utvärdera ett styrmedels kostnadseffektivitet måste vi relatera kostnaden för styrmedlet mot dess *effekt*, det vill säga, mot vad det uppnår.

Idag har i princip alla svenska myndigheter ett allmänt uppföljnings- och utvärderingsansvar inom sina respektive ansvarsområden. Men medan effektutvärderingar av politiska åtgärder inom till exempel arbetsmarknadsområdet är legio, effektutvärderas miljöpolitiska åtgärder mer sällan (Knaap och Kim, 1998; Mickwitz, 2003; Samakovlis och Vredin Johansson, 2005). En bidragande orsak till detta är komplexiteten i miljöproblemen (komplexiteten ligger främst i att ekosystem är olika och att varje ekosystem reagerar individuellt på antropogen och naturlig påverkan).

Det tar ofta lång tid för miljöproblem att uppstå och det tar ofta lång tid innan miljöpolitiska åtgärder får effekt på naturmiljön och människors hälsa. För en utvärdering utgör tiden både en möjlighet och ett problem. Ju fler observationer som finns på utfallsvariabeln före interventionen desto större är möjligheten att fastställa interventionens effekt.⁴

Om dessutom kontrollgrupper som *inte* utsatts för interventionen finns tillgängliga, underlättas fastställandet av interventionens kausala effekt avsevärt. Men, medan en lång tidsperiod är en förutsättning för en utvärdering av interventionens effekt på naturmiljön, ökar den också risken för att interventionens effekt sammanblandas med andra faktorerers effekter. För att fastställa ett enskilt styrmedels effekt på utsläppen av växthusgaser gäller det att isolera dess effekt från alla andra faktorer (teknisk utveckling, minskad efterfrågan, andra styrmedel et cetera) som påverkar utsläppen. Först då kan vi tala om ett styrmedels effekt i kausala termer.

Figur 1 Samband mellan intervention och effekt (utan återkoppling)



På grund av naturvetenskapliga osäkerheter, föroreningars geografiska spridning och tidsåtgången mellan orsak och verkan, kommer det troligtvis alltid att vara problematiskt att finna sambandet mellan en miljöpolitisk intervention och minskad miljöpåverkan, se (3) i figur 1. Därför är det rimligt att miljöpolitiska utvärderingar i stället börjar med att försöka fastställa sambandet mellan en intervention och minskade utsläpp, se (1) i figur 1. Om det är möjligt att verifiera utsläppsminskningar är det rimligt att, åtminstone på sikt, samband (2) kan uppfyllas. Att fastställa kausaliteten

³ Denna text, författad av Maria Vredin Johansson (2006a), är tidigare publicerad i *Vägar till ett effektivt miljöarbete* (Karin Edvardsson och Sven Ove Hansson (red)), Boréa, 2006.

⁴ Genom långa tidsserier kan slumpmässiga variationer och variationer som följer av trender eller säsonger lättare avskrivs som effekter av interventionen.

mellan minskade utsläpp och minskad miljöförstöring är emellertid en naturvetenskaplig, snarare än en samhällsvetenskaplig, utmaning.

Effektmätning

Hur kan vi då utvärdera vilken effekt en intervention, som stödet till hållbara städer, har? Enligt Vedung (1998) finns två typer av utvärderingar: *kvalificerad uppföljning* och *effektmätning*. Den kvalificerade uppföljningen kartlägger samtliga konsekvenser av en åtgärd steg för steg. Effektmätningen försöker däremot fastställa orsakssambandet mellan styrmedlet och dess konsekvenser. Effektmätning kan vidare delas upp i *effektutvärdering* och *förklarande processutvärdering*. En effektutvärdering syftar till att fastställa sambandet mellan styrmedlet och den observerade effekten. Som exempel kan nämnas skatten på handelsgödsel och minskningar av utsläpp av kväve i Östersjön. I en effektutvärdering måste skattens effekt skiljas från alla andra faktorer som påverkar kvävehalten i Östersjön. Den förklarande processutvärderingen syftar till att kartlägga ”mönster av kausala beroenden” (Vedung, 1998, s. 166), det vill säga till att förstå *varför* ett styrmedel har haft den observerade effekten.

Tabell 3 Utvärderingsmodeller för belysning av effekter

Modell	Beskrivning
Experiment med slumpmässig kontroll	Slutmottagarna delas slumpmässigt upp i en experimentgrupp och en kontrollgrupp, varvid den förra men inte den senare utsätts för insatsen.
Experiment med matchad kontroll	Den grupp som exponeras för insatsen jämförs med en annan grupp som på teoretiska, icke-slumpmässiga grunder är konstruerad så att den skall vara jämförbar med experimentgruppen i relevanta avseenden.
Generisk kontroll	De resultat som föreligger bland dem som exponerats för insatsen jämförs med vad som typiskt är fallet inom en större grupp.
Statistisk kontroll	Individer i slutmottagargruppen som deltagit respektive inte deltagit i den utvärderade aktiviteten jämförs med varandra varvid man statistiskt håller skillnader mellan grupperna konstanta.
Reflexiv kontroll	Slutmottagarna som exponeras för insatsen jämförs med sig själva innan de exponerades för insatsen.
Skuggkontroll	De resultat som uppnåts genom styrningen jämförs med bedömningar som görs av insiktsfulla människor, t.ex. programadministratörer eller slutmottagarna själva, av hur det skulle gått om styrningen inte hade funnits.
Förklarande processutvärdering	Insatsen i sin naturliga omgivning spåras steg för steg från beslut till utfall.

Källa: Vedung (1998, s.140).

Det finns olika metoder för att utvärdera vilken effekt ett styrmedel har. Vedung (1998) presenterar sju olika sätt att lägga upp en utvärdering för att belysa effektproblemet: experiment med slumpmässig kontroll; experiment med matchad kontroll; generisk kontroll; statistisk kontroll; reflexiv kontroll; skuggkontroll; samt förklarande processutvärdering. I tabell 1 är metoderna ordnade i fallande skala efter hur bra de är på att fastställa en kausal effekt. Eftersom experiment är tidskrävande, kostsamma och kräver viss särbehandling (av individer, företag eller kommuner), är de ur praktiskt synvinkel svåra att genomföra i den offentliga sektorn. Generisk kontroll förutsätter att interventionen inte är heltäckande, det vill säga att det finns en kontrollgrupp som inte påverkas av interventionen. Reflexiv, statistisk och skuggkontrollerna förutsätter däremot att interventionen är heltäckande. I en reflexiv kontroll utgör undersökningsgruppen i ett tidigare skede sin egen kontrollgrupp. Den reflexiva kontrollen är därför mycket användbar i utvärdering av offentlig politik.

Statistisk kontroll bygger på att undersökningsenheterna delas upp i olika grupper med avsikten att hålla viktiga bakgrundsfaktorer konstanta. Skuggkontroll innebär att experter på området bedömer interventionens effekt.

När det gäller utvärdering av det ekonomiska stödet till åtgärder för hållbara städer är reflexiv kontroll den utvärderingsmodell som Delegationen valt. De sökande har i sina ansökningar fått uppge mängden utsläpp före respektive efter att åtgärden genomförts. Boverket och Energimyndigheten har sedan bedömt rimligheten i uppskattningarna. En generell och betydande osäkerhet med den reflexiva kontrollens ”före-och-efter-jämförelse” är att även konstaterade förändringar kan bero på *andra faktorer* än interventionen, som till exempel andra styrmedels effekter på utsläppen av växthusgaser. Med andra ord, om den reflexiva kontrollen tillämpas utan kontroll för sammanblandningseffekter finns en risk att projektens positiva effekter (till exempel utsläppsminskningar) systematiskt över- eller underskattas.

I en PM från Energimyndigheten (PM 2009-11-19) uppmärksammas flera problem med att granska projektens kostnadseffektivitet baserat på de sökandes egna uppgifter.⁵ För det första är de referensvärden som anges för utsläppen av växthusgaser om bidrag *inte* beviljas mycket osäkra (de så kallade kontrafaktiska utsläppen är okända och utgörs av de sökandes uppskattningar). För det andra är det möjligt att de kostnader som uppges är underskattningar av projektens verkliga kostnader. I så fall framstår projekten som billigare och mer kostnadseffektiva än de verkligen är. Å andra sidan skulle överskattningar av kostnaderna kunna leda till att för stora bidrag beviljades. För det tredje är uppgifterna om de förändringar i utsläppen av växthusgaser som förväntas genom projektens genomförande mycket osäkra.

I Appendix 1 finns ytterligare information om utvärdering i allmänhet och om den här utvärderingen i synnerhet.

⁵ Så länge samtliga sökande har agerat på likartat sätt i uppskattningarna av de totala förväntade utsläppsminskningarna (alla anger trovärdiga minskningar eller alla överskattar minskningarna ungefär lika mycket) uppstår emellertid inga skevheter mellan projekten.

4 Hållbar utveckling

Hållbarhet, som till exempel i uttrycket ”hållbar utveckling”, är oprecis och dess stora popularitet kan bero på möjligheten till fri tolkning (Robinson, 2004). Det innebär dessvärre att olika definitioner av hållbarhet inte nödvändigtvis överensstämmer med varandra. Det är till exempel inte ovanligt att ekonomer och naturvetare definierar hållbarhet och hållbar utveckling olika (Ayres med flera, 2001).

Första gången begreppet hållbar utveckling (*sustainable development*) registreras i en ordbok är i Oxford English Dictionary 1972 (Hansson, 2008). Sjutton år senare, 1989, dyker begreppet hållbar stad (*sustainable city*) upp i samma verk. Men det var framförallt den så kallade Brundtland-rapporten *Our common future*, skriven på uppdrag av Förenta Nationerna 1987, som populariserade begreppet hållbar utveckling (FN, 1997). I Brundtland-rapporten definieras hållbar utveckling som ”*tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov*”.

Den viktigaste skillnaden mellan olika tolkningar av begreppet finns i skillnaden mellan *stark* och *svag* hållbarhet (Pearce med flera, 1989). Svag hållbarhet innebär att det är tillåtet att uttömma en naturresurs så länge man ser till att ersätta den med något annat som framtida generationer kan använda sig av (Hartwick, 1977). Om vi, till exempel, tömmer jordens resurser på råolja men samtidigt utvecklar teknologier för vind- och solenergi som gör det möjligt för framtida generationer att konsumera lika mycket energi som vi gör idag, har vi tillfredsställt dagens behov samtidigt som vi inte äventyrat morgondagens behov. Det innebär att naturkapital kan ersättas med mänskligt kapital. Stark hållbarhet innebär i sin tur ett krav på att bevara ändliga naturresurser eftersom varje naturresurs är unik och inte kan ersättas med något annat (Daly, 1990). Naturkapital kan alltså inte ersättas med mänskligt kapital.

Svag och stark hållbarhet skiljer sig alltså åt i synen på hur resurser kan substitueras mot varandra, men också i synen på hur långt ökad ekonomisk välfärd kan användas för att kompensera minskade naturresurser och ekosystemtjänster (Ayres med flera, 2001). I den svaga definitionen bedöms hållbarhet endast i termer av mänsklig välfärd medan den starka definitionen understryker naturresursers och ekosystems bevarande – oavsett om de är till nytta för människor eller inte. Både det svaga och det starka hållbarhetsbegreppet har kritiserats. Det starka hållbarhetsbegreppet har kritiserats för att vara alltför konservativt för att vara användbart, medan det svaga har kritiserats för att vara liktydigt med ekonomisk välfärdsmaximering (och därmed ett överflödigt begrepp) (Beckerman, 1994).

Sedan 2003 är hållbar utveckling ett grundlagsstiftat mål för regeringens politik. I regeringsformen (SFS 1974:152) står det att läsa att: *[D]et allmänna ska främja en hållbar utveckling som leder till en god miljö för nuvarande och kommande generationer*. Tidigare regeringar har i sitt arbete för hållbar utveckling sammanställt och vidareutvecklat den nationella strategin för hållbar utveckling i tre omgångar (Regeringens skrivelse 2001/02:172; Regeringens skrivelse 2003/04:129; Regeringens skrivelse 2005/06:126). I den senaste skrivelsen presenteras tolv huvudindikatorer för en hållbar utveckling: medellivslängd; våld; energieffektivitet; investeringar; sysselsättningsgrad, offentlig skuld; tillväxt; ekonomisk utsatthet; demografisk försörjningsbörda; växthusgaser; farliga ämnen; och bistånd.

Hållbar utveckling brukar definieras i tre dimensioner; ekologisk (eller miljömässig), social och ekonomisk hållbarhet (FN, 2005; IUCN, 2006). Nedan diskuterar vi dessa tre dimensionerna var för sig.

Ekologisk hållbarhet eller hållbar utveckling

Den grundläggande målsättningen med den ekologiska dimensionen av hållbar utveckling är skyddet av ekosystem och naturresurser. I Sverige preciseras den ekologiska hållbarheten genom de nationella miljömålen. Stödet till hållbara städer bedöms framförallt ha effekt på miljömålen Begränsad klimatpåverkan och God bebyggd miljö. Men stödet kan troligtvis innebära fördelar även för andra miljömål, möjligtvis med undantag för Myllrande våtmarker, Ett rikt odlingslandskap och Storslagen fjällmiljö.

I förordningen om Hållbara städer (SFS 2008:1407) 3 § betonas vikten av att åtgärderna *ska bidra till att skapa [...] attraktiva och ekologiska, socialt och ekonomiskt hållbara stadsmiljöer [...]*. I ansökningarna likställs i mycket stor utsträckning ”ekologisk hållbarhet” med ”minskning av växthusgaser”. Det innebär att en utvärdering av i vilken utsträckning klimatkriteriet (§ 16 i förordningen) uppfylls kan användas för att representera utvärderingen av projektens ekologiska hållbarhet.

Ekonomisk hållbarhet eller kostnadseffektivitet

Det hållbara samhället ska präglas av *god hushållning* och effektivt nyttjande av naturresurser (Regeringens skrivelse 2003/04:129, kursivering tillagd). De huvudindikatorer som finns i Regeringens skrivelse 2005/06:126 för ekonomiskt hållbar utveckling är samtliga på makronivå; sysselsättningsgrad, offentlig skuld och tillväxt. Ingen av dessa indikatorer är relevant för utvärderingen av stödet till hållbara städer.⁶ Däremot kan god hushållning med ekonomiska resurser tolkas som ett uttryck för att miljö- och socialpolitiska åtgärder ska vara ”kostnadseffektiva”.

Kostnadseffektivitet används ofta i policysammanhang och verkar, likt hållbar utveckling, vara ett begrepp som erbjuder stora tolkningsmöjligheter. Till skillnad från hållbar utveckling är emellertid kostnadseffektivitet, åtminstone i utvärdering av ett styrmedels kostnadseffektivitet, ett mycket precist begrepp. Ett styrmedel är kostnadseffektivt om det når så stor effekt som möjligt för en given kostnad eller minimerar kostnaden för en given effekt. Ett nödvändigt villkor för kostnadseffektivitet är att samhällets kostnad för den sist minskade enheten utsläpp är lika för samtliga aktörer. Om marginalkostnaden för att minska utsläppen är lägre för aktör *m* än för aktör *n*, tjänar samhället på att aktör *m* minskar utsläppen mer och aktör *n* mindre.

Om vi antar att det finns en skatt på *t* kronor per enhet utsläppt CO_{2e} kommer ”utsläpparna” att minska sina utsläpp till dess att kostnaden för ytterligare utsläppsminskningar är lika med skatten. När marginalkostnaden för att ytterligare minska utsläppen överstiger skatten väljer utsläpparen istället att betala skatten. Med en skatt kommer, på så sätt, samtliga aktörers marginalkostnader (MC) för utsläpp att bli lika med skatten, det vill säga $MC_1 = MC_2 = \dots = MC_N = t$. Ett nödvändigt villkor för kostnadseffektivitet är därmed att alla utsläppare har samma marginalkostnad för den sist minskade enheten. Ett tillräckligt villkor för att styrmedlet ska vara kostnadseffektivt är att det inte finns något annat styrmedel som hade kunnat uppnå samma utsläppsminskning till en lägre kostnad.

Motsvarande resonemang kan föras när det gäller en stycksubvention (Samakovlis och Vredin Johansson, 2007). Subventioner kan utformas på olika sätt. Bland annat är klumpsummesubventioner i form av investeringsstöd vanliga i miljöpolitiken. En vanlig utformning av investeringsstöd är att

⁶ Även om Maud Olofsson, Andreas Carlgren, Eskil Erlandsson och Åsa Torstensson i en debattartikel i DN (2007-09-02) menar att satsningen på hållbara städer skapar cirka 100 000 arbetstillfällen per år, är denna effekt svårutvärderad eftersom de ansökande inte anmodades uppge projektens förväntade antal arbetstillfällen.

bidraget utgör en maximal andel av investeringskostnaden, precis som är fallet med det ekonomiska stödet till hållbara städer.

När det gäller bidragen till hållbara städer fokuserar den här utvärderingen på vilka effekter som uppnåtts (eller snarare förväntas uppnås) till en given kostnad, motsvarande de ansökta bidragen. När det gäller utvärdering av den ekonomiska hållbarheten eller kostnadseffektiviteten i hållbara städer finns en del frågor som är relevanta att notera med avseende på utvärderingen. De flesta frågorna hänför sig till bidragets effektsida, medan ett fåtal hänför sig till kostnadssidan.

FRÅGOR RELATERADE TILL EFFEKTEN

Det är viktigt att förstå att begreppet kostnadseffektivitet inte är absolut utan beror på vad man jämför med och vilka förutsättningar som gäller. Antag till exempel att det finns fyra olika åtgärder för att minska utsläppen av koldioxid, åtgärderna A-D i tabell 4. Åtgärderna kan inte genomföras bara delvis, upprepade gånger eller i kombination (precis som är fallet för många offentliga åtgärder). Samtliga åtgärder är *effektiva*, såtillvida att samtliga åtgärder innebär CO₂e minskningar. Men det betyder inte att alla åtgärder är kostnadseffektiva. Kostnaden för att minska CO₂e är lägst per ton i åtgärd C. Åtgärd C är alltså den kostnadseffektiva åtgärden. Om det däremot finns en budgetrestriktion som innebär att åtgärden maximalt får kosta 10 000 kronor diskvalificeras åtgärderna A och C. Av åtgärderna B och D är det nu åtgärd B som utgör den kostnadseffektiva åtgärden. Om det istället finns en kvantitetsrestriktion som innebär att utsläppen måste minska med minst 12 000 ton är A och C de enda möjliga åtgärderna. C är i detta fall den kostnadseffektiva åtgärden.

Tabell 4 Kostnadseffektivitet i åtgärder med ett kvantifierbart mål

Åtgärd	CO ₂ e minskning (ton)	Kostnad (kr)	Kostnad per ton CO ₂ e
A	50 000	2 000 000	40
B	1 000	9 000	9
C	12 000	96 000	8
D	800	8 000	10

Om vi utgår från exemplet i Tabell 4 men antar vidare att alla åtgärder har ytterligare en kvantifierbar effekt, nämligen att de minskar utsläppen av svaveldioxid (SO₂). Hur kan vi nu avgöra vilken åtgärd som är kostnadseffektiv? Antag att det inte finns några budget- eller kvantitetsrestriktioner, men att det finns en regel som säger att halva kostnaden för en åtgärd ska hänföras till att minska CO₂e-utsläppen och andra halvan ska hänföras till att minska SO₂-utsläppen. Då kan vi räkna ut kostnaden per ton CO₂e respektive per ton SO₂ (se Tabell 5).

Tabell 5 Kostnadseffektivitet i åtgärder med två kvantifierbara mål

Åtgärd	CO ₂ e minskning (ton)	SO ₂ minskning (ton)	Kostnad (kr)	Kostnad per ton CO ₂ e ^a	Kostnad per ton SO ₂ ^a
A	50 000	2 000	2 000 000	20	500
B	1 000	3 000	9 000	4,5	1,5
C	12 000	6 000	96 000	4	8
D	800	4 000	8 000	5	1

Anm. ^a Vi antar att halva kostnaden hänförs till CO₂e minskningar och att den andra delen av kostnaden hänförs till SO₂ minskningar.

Trots antagandet om att utsläppen ska ha lika stora budgetandelar är det inte enkelt att avgöra vilken åtgärd som är kostnadseffektiv bara genom att studera beräkningarna i Tabell 5. Åtgärd C

minskar utsläppen av CO₂e till den lägsta kostnaden per ton medan åtgärd D minskar utsläppen av SO₂ till den lägsta kostnaden per ton. Även om vi inför en budgetrestriktion på 10 000 kronor finns inget alternativ som är bättre än det andra. Om kvantitetsrestriktionen på 12 000 ton CO₂e däremot införs finns det precis som tidigare två alternativ, A och C, där C kan sägas vara den kostnadseffektiva åtgärden. Om istället en kvantitetsrestriktion på minst 6 000 SO₂ införs, är åtgärd C den enda möjliga åtgärden.

Ytterligare en möjlighet är att, oavsett typ av utsläpp, räkna ut kostnaden per enhet utsläppsminskning. Det innebär till exempel att åtgärd D i Tabell 5 ger den lägsta kostnaden per enhet utsläppsminskning ($8\,000/4\,800 = 1,67$ kronor per enhet). Om en kvantitetsrestriktion diskvalificerar åtgärd D bör åtgärd B väljas (kostnad på 2,25 kronor per enhet). Om åtgärd B i sin tur diskvalificeras av någon anledning bör åtgärd C genomföras (5,33 kronor per enhet). Den dyraste åtgärden per enhet minskade utsläpp är åtgärd A (38,46 kronor per enhet). Den här beräkningsmodellen utgör emellertid inte ett bra alternativ när utsläppen har olika miljöeffekter och drabbar geografiska områden olika (vilket CO₂e och SO₂ har och gör).

Vi utgår återigen från exemplet i Tabell 5, men antar dessutom att åtgärdena har en *icke-kvantifierbar effekt* (eller åtminstone icke-kvantifierad) som vi kallar ”social hållbarhet”. Samtliga åtgärder har sin egen typ av social hållbarhet. Vilken åtgärd är nu, utan restriktioner, den kostnadseffektiva?

Tabell 6 Kostnadseffektivitet i åtgärder med två kvantifierbara mål och ett icke-kvantifierbart mål

Åtgärd	CO ₂ e minskning (ton)	SO ₂ minskning (ton)	Kostnad (kr)	Kostnad per ton CO ₂ e ^a	Kostnad per ton SO ₂ ^a	Social hållbarhet
A	50 000	2 000	2 000 000	20	500	Ökad integration av etniska minoriteter
B	1 000	3 000	9 000	4,5	1,5	Minskade inkomstklyftor
C	12 000	6 000	96 000	4	8	Positivt för barn och ungdomar (<26 år)
D	800	4 000	8 000	5	1	Positivt för äldre och funktionshindrade

Anm. ^a Vi antar att halva kostnaden hänförs till CO₂e minskningar och att den andra delen av kostnaden hänförs till SO₂ minskningar.

Den kostnadseffektiva åtgärden är den åtgärd som uppnår åtgärdens mål i så hög utsträckning som möjligt och till en så låg kostnad som möjligt. Men hur ska vi kunna avgöra vilken av åtgärdena som ger mest social hållbarhet när åtgärdena är så olika? Utan ytterligare information om samhällets värderingar är det en omöjlig fråga att besvara. Om samhället däremot har en uttalad policy som exempelvis innebär att alla åtgärder riktade mot barn och ungdomar har högsta prioritet, kan vi anta att åtgärd C i högre grad än de andra åtgärdena uppfyller det sociala hållbarhetsmålet. Möjligtvis kan andra samhälleliga värderingar användas för att rangordna alternativen utifrån åtgärdenas sociala hållbarhet.

I regel gäller att ju fler målsättningar (kvantifierbara och icke-kvantifierbara) en åtgärd har, desto svårare är det att bedöma dess kostnadseffektivitet. Restriktioner som tak för kostnader eller golv för utsläppsminskningar innebär att vissa åtgärder kan bli omöjliga att genomföra, något som kan förenkla identifikation av den åtgärd som är kostnadseffektiv. Om åtgärdena kan genomföras delvis och i kombination med varandra kan antagligen ett optimeringsprogram identifiera den kombination av åtgärder som är kostnadseffektiv. Dessvärre är många samhälleliga projekt och åtgärder diskreta i bemärkelsen att de bara kan genomföras i sin helhet. Det är inte heller säkert att beslutsfattare har möjlighet eller vill ägna sig åt avancerad optimering när de fattar beslut.

För att bedöma åtgärders samhällsönskvärdhet brukar ekonomer försöka mäta alla konsekvenser av en åtgärd i en och samma enhet, pengar (i litteraturen diskuteras ibland möjligheterna och konsekvenserna av att använda andra enheter, se till exempel Brekke, 1997). Om vi i exemplet i tabell 6 ovan antar att vi värderar minskningarna av CO₂e och SO₂ ekonomiskt kan vi direkt jämföra utsläppsminskningarnas (nyttornas) ekonomiska värde med kostnaderna för åtgärden. Antag att nyttan av ett ton CO₂e värderas till 30 kronor och nyttan av ett ton SO₂ värderas till 5 kronor. Det innebär att nyttan av utsläppsminskningarna värderas till 1 510 000 kronor (A); 45 000 kronor (B); 390 000 kronor (C); och 44 000 kronor (D). Det innebär att det endast är för åtgärd A kostnaderna överstiger nyttan. Åtgärd A behöver för den skull inte vara samhällsekonomiskt olönsam. Om nyttan av ökad integration av etiska minoriteter värderas *ansvärt* mycket högre än minskade inkomstklyftor och positiva effekter för barn, ungdomar, äldre och funktionshindrade kan åtgärd A mycket väl vara en samhällsekonomiskt lönsam åtgärd. Till exempel om ökad integration värderas till 50 miljoner kronor medan de övriga sociala hållbarhetseffekterna värderas till 50 000 kronor per åtgärd så ger åtgärd A mest nytta per investerad krona.

FRÅGOR RELATERADE TILL KOSTNADEN

Att som i stödet till hållbara städer använda allmänna medel för att subventionera investeringar innebär förstås kostnader för samhället. Men samhällets kostnader kan till och med överstiga de direkta investerings- och bidragskostnaderna. Därutöver kan vissa andra, mindre påtagliga, samhällsleliga kostnader tillkomma som, till exempel, administrationskostnader och marginalkostnaden för allmänna medel.

Administrationskostnaden (det vill säga kostnaden för Delegationen och dess kansli) för stödet till hållbara städer uppgick till 7,5 miljoner kronor för 2009, vilket motsvarar knappt 6 procent av de beviljade bidragen. I den siffran ingår inte de sökandes administrationskostnader, vilka främst består av de sökandes arbetstid för att ta fram ansökningar – både beviljade och avslagna. Dessa kostnader kan vara betydande, i Klimp uppgick de till exempel till cirka 62 miljoner kronor eller knappt sex procent av de bidrag som beviljades mellan 2003 och 2006 (Samakovlis och Vredin Johansson, 2007). Den totala samhällsekonomiska administrationskostnaden i Klimp utgör runt 11 procent av bidragssumman. I ett annat offentligt investeringsstöd, OFFrot, uppskattas administrationskostnaden till mellan 5 och 10 procent av de beviljade bidragen (Broberg med flera, 2010). Det är inte orimligt att även administrationskostnaden för stödet till hållbara städer ligger någonstans i storleksordningen 6 till 10 procent.⁷

En skatt är, å andra sidan, oftast betydligt billigare att administrera. Enligt Skatteverket (2007) kostar verkets egen administration av koldioxidskatten 14 miljoner kronor per år. I förhållande till de skatteintäkter som genereras utgör administrationskostnaden bara 0,05 procent (Skatteverket, 2006). Om man till Skatteverkets beräkningar lägger Nuteks (2005) uppskattningar av företagens administrationskostnader för koldioxidskatten landar den totala administrativa kostnaden på 0,09 procent av den totala skatteuppbörden.

⁷ Anslag 1:15 Hållbara städer (utgiftsområde Allmän miljö- och naturvård) bestod av 140 miljoner kronor (Prop. 2008/09:1). Av dessa avsattes 7 miljoner kronor till administration och utvärdering, varav Delegationen disponerade 6 miljoner kronor. Av den miljon kronor som Delegationen inte disponerade har 150 000 kronor betalats till Konjunkturinstitutet för denna utvärdering. Bidragen på 132,5 miljoner kronor och ersättningen till Boverket à 500 000 kronor utgör tillsammans resterande 133 miljoner kronor. Därutöver fick Delegationen 1,5 miljoner kronor av Miljödepartementets förvaltningsanslag. Totalt sett kostade administration och utvärdering av stödet till hållbara städer 8 150 000 kronor år 2009 (6 miljoner + 1,5 miljoner + 0,5 miljoner + 150 000), det vill säga drygt 6 procent av de beviljade bidragen. Källa: Miljödepartementet 2010-03-15.

Stödet till hållbara städer, som finansieras genom allmänna medel som genererats via (mer eller mindre) störande skatter, ger upphov till samhällsekonomiska kostnader. Störande skatter snedvrider användningen av ekonomiska resurser och skapar en kostnad för samhället, den så kallade marginalkostnaden för allmänna medel. Dessutom har varje offentligt satsad krona en alternativkostnad som motsvarar det värde kronan skulle ha genererat i sin bästa alternativa (privata) användning, det så kallade skuggpriset för offentlig resursanvändning. I Sverige rekommenderar SIKÅ (2009) att samtliga produktionskostnader i samhällsekonomiska kalkyler avseende infrastrukturåtgärder räknas upp med en skattefaktor på 1,21. Skattefaktorn (I), som motsvarar genomsnittlig mervärdesskatt och andra indirekta skatter, reflekterar offentliga produktionsfaktorers alternativa värdering i privat sektor. Att tillämpa skattefaktor I som en multiplikator i stödet till hållbara städer skulle få de direkta bidragskostnaderna att reflektera samhällets alternativkostnader för att använda en krona i stödet till hållbara städer jämfört med i privat verksamhet. För att korrigera för snedvridningseffekter rekommenderar SIKÅ (2009) i normalfallet en skattefaktor (II) på 1,0 (det vill säga ingen korrigering alls). Orsaken är att snedvridningseffekten varierar med hur skatten är utformad och hur skatteintäkterna används. Det innebär i praktiken att skattefaktor II varierar med skatten som används för att finansiera bidraget (Sandmo, 1998). Hansson (1984) har uppskattat att marginalkostnaden för allmänna medel (skattefaktor II) ligger mellan 0,85 och 7,20 beroende på skatt och offentligt användning (se även SOU 2003:57). Det är ofta omöjligt att veta exakt vilka skattefaktorer som bör användas och det gäller även för stödet till hållbara städer. Klart är emellertid att kostnaderna för samhället sannolikt överstiger de bidrag som beviljas.

Social hållbarhet eller frihet, jämlikhet och broderskap

Social hållbarhet är ytterligare ett begrepp utan entydig definition. Ofta beskrivs social hållbarhet med honnörssord som kan sammanfattas i Frankrikes välkända motto: *frihet, jämlikhet och broderskap*. Det vill säga, ett solidariskt och demokratiskt samhälle där människor behandlas lika oavsett kön, etnisk härkomst, religionsåskådning et cetera. Åtgärder som främjar de här, på sätt och vis ideala, tillstånden kan därmed räknas som åtgärder som ökar samhällets sociala hållbarhet.

I den tidigare regeringens skrivelse 2005/06:126 anges ett antal huvudindikatorer för social hållbarhet. Under rubriken ”hälsa” ges indikatorerna medellivslängd och våld; under rubriken ”social sammanhållning” ges indikatorerna ekonomisk utsatthet och demografisk försörjningsbörda. Även om både beviljade och avslagna projektansökningar i stödet till hållbara städer innehöll åtgärder som troligtvis påverkar människors hälsa och social sammanhållning är ingen av dessa indikatorer aktuella för utvärdering eftersom Delegationen inte bett de sökande att ange dessa effekter i sina ansökningar.

Vad är en hållbar stad?

Delegationen får ofta frågan om vad som utgör en hållbar stad (Delegationen för hållbara städer, 2009). Frågan är berättigad – speciellt ur de sökandes perspektiv. Delegationen vill emellertid inte ge ett entydigt svar, utan hellre ”*bidra till att hålla diskussionen om en hållbar stadsutveckling levande, dvs. vad som ingår, vad som bör prioriteras i olika fall samt hur olika aspekter kan integreras, hur konflikter mellan olika mål kan hanteras och hur synergieffekter kan uppnås*” (Delegationen för hållbara städer, 2009, s. 9)

I den vetenskapliga litteraturen kan, enligt Haughton (1999), fyra olika modeller, eller tankemönster, för hållbar stadsutveckling identifieras: *i*) den självförsörjande staden (self-reliant cities); *ii*) den om-

planerade staden (redesigning cities); *iii*) den beroende staden (externally dependent cities); och *iv*) den rättvisa staden (fair share cities).

i) Den självförsörjande staden fokuserar på att minska stadens negativa miljöpåverkan genom att minska konsumtionen, använda lokala varor och tjänster, minimera avfall och vattenförbrukning et cetera.

ii) Den omplanerade staden fokuserar bland annat på att förbättra infrastruktur och byggnader, att förtäta och att minska energianvändningen.

iii) Den beroende staden fokuserar på utveckling genom kontinuerlig ekonomisk tillväxt. Marknadsmislyckanden som, till exempel, negativa externa effekter anses bäst hanteras via fria marknader. Äganderätten till naturkapital bör därför utökas och en prissättning som internaliserar externa effekter bör införas. Tyngdpunkten i den här modellen ligger i den ekonomiska hållbarhetsdimensionen. En ekonomiskt hållbar utveckling utgör i den här modellen grunden för ekologiskt och socialt hållbar utveckling.

iv) Den rättvisa staden fokuserar främst på att miljöresurser ska handlas rättvist, vilket innebär att kompensation ska utgå *direkt* från förorenaren till drabbade. Den här modellen för hållbar stadsutveckling innehåller en blandning av de tre ovanstående modellerna, med tillägget att samhället måste förändras så att det blir möjligt att direkt koppla samman förorenare och drabbade. Den här modellens praktiska genomförbarhet är emellertid starkt ifrågasatt.

I praktiken har varje modell sina egna förespråkare och det är inte ovanligt att speciella professioner dominerar bland förespråkarna av en viss modell. Ekonomer tenderar, till exempel, att se den beroende staden som lösningen på stadens alla problem medan ingenjörer och samhällsplanerare föredrar den omplanerade staden. Det viktigaste med klassificeringen i olika modeller, menar Haughton (1999), är att belysa parallella möjligheter för hållbar stadsutveckling.

Givet ansökningarnas projektförslag liknar det ekonomiska stödet till hållbara städer främst modellerna *i*) och *ii*) ovan. Genom att minska resursanvändningen (energieffektivisera, minska användningen av fossila bränslen och minska mängden avfall) och genom att omplanera staden (förbättrad kollektivtrafik, gröna tak och väggar, bättre isoleringsmaterial, förtätning) förväntas en hållbar stad att uppnås. Därutöver innehåller projektansökningarna sociala aspekter som till exempel betonar människorna som bor i staden och stadens estetiska och kulturhistoriska attraktivitet.

5 Utvärdering av stödet till hållbara städer

BEDÖMNING AV EKOLOGISK OCH EKONOMISK HÅLLBARHET (KLIMATKRITERIET)

Minskade utsläpp av växthusgaser sker i stödet till hållbara städer främst genom projektens energibesparingar, konverteringsåtgärder, nya transportlösningar och nya avfallslösningar. Ett problem som inte diskuteras i stödet till hållbara städer är hur de energibesparingar som uppnås påverkar de *globala* utsläppen. Handel med utsläppsrätter inom ramen för EU:s emission trading system (ETS), som från 2009 är sammanlänkad med andra handelssystem inom Kyotoprotokollet, medför att energieffektiviseringar som sker i den handlande sektorn i Sverige endast kan medföra omflyttningar av utsläppen inom systemet – inte att de globala utsläppen minskas.

Grundtanken bakom stödet till hållbara städer är sannolikt att minskade koldioxidutsläpp i Sverige leder dels till att Sverige enklare och snabbare uppnår sitt klimatmål och dels till att utsläppsminskningarna får effekt på de globala utsläppen. I EU ETS finns ett tak för hur mycket utsläpp som får göras i unionen. Om efterfrågan på utsläppsrätter ökar, ökar priset på utsläppsrätterna. Poängen med systemet är att utsläppen i den handlande sektorn inte kan överstiga taket. Det innebär att energibesparingar i ett land bara minskar efterfrågan på utsläppsrätter i det landet, men att utsläppen kan göras i någon annan del av den Europeiska unionen. Med andra ord innebär det att energibesparingar i den handlande sektorn i Sverige inte har någon effekt på de Europeiska utsläppen. Däremot har de fortfarande effekt på de svenska utsläppen. Om energibesparingar i Sverige bara ”flyttar runt” utsläpp i Europa är ju effekten av dessa minskningar lika med noll. Samtidigt ökar möjligheterna för Sverige att nå sitt eget klimatmål.

Beroende på hur utsläppsminskningarna sker har de olika effekt på globala och lokala utsläpp. Till exempel leder en övergång från bil till cykel till att både de lokala och de globala växthusgasutsläppen minskar (men även till att den svenska CO₂-skatteuppbörden minskar). Energieffektiviseringar, det vill säga minskningar i konsumerad energi, leder å andra sidan bara till lokala utsläppsminskningar – åtminstone för en given handelsperiod. Anledningen är att energiproducenterna är en handlande sektor i EU ETS och att de minskningar som sker endast kommer ha effekt på de totala globala utsläppen om de sker i sektorer som *inte* omfattas av handelssystemet. Om staten istället för bidraget till hållbara städer köpt och annullerat utsläppsrätter för 340 miljoner kronor hade, vid ett pris om 150 kronor per utsläppsrätt (å ett ton CO₂e) samt ett antagande om att köpet bara har marginell effekt på marknaden (det vill säga den här handeln påverkar inte marknadens jämviktspris), inneburit utsläppsminskningar på knappt 2,3 miljoner ton CO₂e under perioden 2009-2012 (den andra handelsperioden i EU ETS gäller mellan 2008 och 2012). Å andra sidan hade inga andra vinster, till exempel social hållbarhet, genererats av ett sådant agerande.

Vilka minskningar i utsläppen av växthusgaser innebär då bidragen till hållbara städer i Sverige? För att besvara frågan måste vi översätta energibesparingar uttryckta i exempelvis kilowattimmar (kWh) till minskade CO₂e-utsläpp i exempelvis kilo. Det ligger i sakens natur att den här typen av översättning baseras på en uppsättning antaganden vilket innebär att det inte finns någon översättning som är invändningsfri. Särintressen har alltid en möjlighet att – via en självvald och för dem fördelaktig översättning – driva sina hjärtefrågor utan större genomlysbarhet.⁸ Översättningar är framförallt problematiska när det gäller fjärrvärme och el eftersom utsläppen från dessa energibärare varierar med hur de producerats. För konventionell olja och naturgas är det, något förenklat, lättare då

⁸ Sköldberg m fl (2006, s. iii) uttrycker det som "[M]iljövärderingsprincip förefaller ofta väljas för att passa det man propagerar för. [...] Valet av miljövärderingsprincip för el får helt avgörande effekt på resultaten. Den främsta orsaken till detta är att det i de svenska och nordiska elproduktionssystemen är en så dramatisk skillnad mellan medel- och marginaldata."

det finns vetenskapligt grundade omräkningsfaktorer. I de stödbeviljade investeringsprojekten bestod huvuddelen av de förväntade energibesparingarna av minskningar i el och fjärrvärme.

Dotzauer (2010) menar att det är viktigt att skilja på de värderingar man gör i redovisning av CO₂e-effekterna av redan förbrukad el och i konsekvensanalyser av åtgärder som påverkar den framtida elanvändningen. För bokföringssyften menar Dotzauer att emissionsfaktorer (det vill säga faktorer som transformerar energi till CO₂e) som reflekterar den genomsnittliga elmixen eller kontrakterad (avtalsrelaterad) el är tillämpbara (kontrakterad, eller avtalsrelaterad, el är el som träffats avtal om, till exempel ”Miljöval”, ”Vindkraftsel” eller ”Reko el”). För konsekvensanalyser, å andra sidan, bör emissionsfaktorer som reflekterar utsläppen från marginalel istället användas, det vill säga utsläppen från den sist producerade kWh. Marginalperspektivet är förstås inte unikt för el. Om man i en miljövärdering använder marginalel är det naturligt att använda marginalsynsättet även för andra energibärare, till exempel fjärrvärme. Eftersom syftet med det ekonomiska stödet till hållbara städer är framtida energibesparingar bör alltså, enligt Dotzauer, emissionsfaktorer från marginalel (eller som ett vidare begrepp ”marginalvärderad energi”) användas för att översätta energibesparingarna till minskade CO₂e-utsläpp. Det som talar emot användningen av marginalvärderingar är att projekten sträcker sig över flera år (genomsnittlig energibesparingsviktad livslängd för de ansökande projekten är 35 år) och att energibesparingarna från projekten är betydande – inte marginella. Under tiden dessa energibesparingar uppstår, är det troligt att energisystemet förändras och att det som idag är marginell energi inte är det om 35 år.

Ytterligare en typ av miljövärdering som kan vara aktuell i utvärderingen av bidraget till hållbara städer är den styrmedelsrelaterade värderingen (Sköldberg med flera, 2006). Om man utgår från handeln med utsläppsrätter skulle en styrmedelsrelaterad värdering leda till att energibesparingar som uppstår i den handlande sektorn i Sverige miljövärderas till noll CO₂e (det vill säga, ingen minskning av utsläppen) eftersom motsvarande utsläpp bara sker någon annanstans i handelssystemet.

Delegationen har i sitt beslutsunderlag använt beräkningar som Energimyndigheten utfört på uppdrag av Delegationen. För att bedöma investeringsprojektens kostnadseffektivitet har Energimyndigheten beräknat stödets bidragseffektivitet, det vill säga *ansökt* stöd i kronor per *förväntat* kilo minskat CO₂e.⁹ Om bidraget till hållbara städer motsvarar den del av investeringskostnaden som kan motiveras av positiva externa effekter, utgör åtgärdernas bidragseffektivitet deras samhällsekonomiska kostnadseffektivitet. Dessutom, om ett bidragsbeviljat projekt endast uppnår ett mål, till exempel CO₂e-minskningar, kan bidragseffektiviteten per kilo CO₂e användas för att rangordna de olika projekten. Men om projekten innebär flera effekter som värderas positivt av samhället kan vi endast med säkerhet säga att rangordningen med avseende på bidragseffektivitet ger ett rättvisande resultat om de övriga effekterna är identiska (till storlek och karaktär) i alla projekt (Samakovlis och Vredin Johansson, 2007).

Eftersom det varken finns en vetenskapligt korrekt eller en allmänt accepterad princip för hur energi ska miljövärderas har Energimyndigheten på Delegationens uppdrag använt sig av flera alternativa miljövärderingar. CO₂e-minskningarna från varje enskild energibärare har först beräknats separat och sedan har summan av minskningarna använts för att beräkna bidragseffektiviteten.

⁹ Bidragseffektiviteten (BE) beräknas som kvoten mellan det annuitetsberäknade sökta bidraget och projektets förväntade koldioxidminskning. Det vill säga, $BE = B * A / \Delta CO_2e$, där B är det sökta bidraget i kronor, A är annuitetsfaktorn ($A = r / (1 - (1 + r)^{-t})$; r är kalkylräntan och t är projektets livslängd) och ΔCO_2e är förväntad förändring av utsläppen av växthusgaser i kilo. I samtliga beräkningar har en kalkylränta om 4 procent använts. Projektets livslängd är ett utsläppsviktat genomsnitt av de i projektet ingående åtgärdernas livslängd.

I extremfallen har *i*) all energi som sparats eller ersatts utgjorts av medelenergi eller kontrakterad (avtalsrelaterad) energi (viktning 0-100-0 eller 100-0-0 i tabell 7 nedan), vilka ger de minsta CO₂e-minskningarna och *ii*) all energi som ersatts utgjorts av marginalvärderad energi vilket ger de största CO₂e-minskningarna (viktning 0-0-100). I tabell 7 återges bidragseffektiviteten definierad som bidragskrona per minskat kilo CO₂e. Beräkningarna är baserade på uppgifter i de fördjupade ansökningarna. Tabellen visar till exempel att en energiminskning som består av 60 procent kontrakterad energi, 20 procent medelenergi och 20 procent marginalvärderad energi (60-20-20) kostar 0,2 kronor per kilo CO₂e i Linköping och 4,7 kronor i Mölndal. På motsvarande sätt kostar minskning av energi bestående av 100 procent marginalvärderad energi (0-0-100) 0,1 kronor per kilo CO₂e i Linköping och 3,7 kronor i Växjö. Viktigt att notera är att detta är *ex ante* beräkningar baserade på sökt bidrag (inte på *beviljat* bidrag) och på förväntade (inte på *realiserade*) utsläppsminskningar. Eftersom de bidrag som beviljades av Delegationen är mindre än de ansökta beloppen (se tabell 1) kan inte siffrorna i tabell 7 användas för att uttala sig om åtgärdernas bidragseffektivitet *ex post*.

Tabell 7 Bidragseffektivitet, ex ante (bidragskronor per minskat kilo CO₂e)

Viktning	Linkö- ping	Umeå	Mölndal	Stock- holm 2014	Malmö	Växjö	Lund
60-20-20	0,2	2,3	4,7	1,3	1,1	6	3,1
100-0-0	0,2	2,9	8,5	3,3	1,4	11,5	14,5
0-0-100	0,1	1,1	1,7	0,4	0,5	3,7	0,8
80-10-10	0,2	2,6	6,1	1,9	1,2	7,9	5,2
20-20-60	0,1	1,6	2,5	0,6	0,7	4,2	1,2
0-100-0	0,3	7,6	8,5	2,4	1,8	3,3	14,5

Källa: Energimyndigheten (PM 2009-11-29).

I tabell 8 visas rangordningar av de olika projekten baserade på de olika viktningarna. Oavsett viktning uppnår Linköping sina utsläppsminskningar till lägsta kostnad per kilo CO₂e. De övriga projekten rangordnas lite olika beroende på vilken viktning som tillämpas. Om man utgår från 100 procent marginalvärderad energi, vilket är analogt med vad som rekommenderas av Dotzauer (2010), innebär rankningen att bidragen till hållbara städer bör ges i turordningen Linköping, Stockholm (Järva 2014), Malmö, Lund, Umeå, Mölndal och Växjö. Om vi antar att Delegationen beslutat att endast ge bidrag till tre projekt skulle Linköping, Stockholm och Malmö få bidrag. I jämförelse med den fördelning som Delegationen gjorde (Malmö, Stockholm (Järva 2014) och Umeå) innebär det främst att Linköping, men också Lund, förbigicks. Det kan finnas flera anledningar till dessa förbigående, till exempel kan projektens rimlighet, genomförbarhet och/eller sociala hållbarhet spelat in.

I Energimyndighetens underlag till Delegationen anges hur projekten rangordnas vid samtliga viktningar (Boverket, PM 2009-11-30). Oavsett viktning hamnar Linköping högst, medan Umeå som bäst rankas som nummer tre. Stockholms (Järva 2014) och Malmös bästa ranking är nummer två. Växjö och Lunds bästa rankingar är fyra och Mölndals bästa ranking är fem. Sammanfattningsvis är det inte orimligt att de projekt som var av störst intresse för Delegationen, baserat på Energi- myndighetens beräkningar, var Linköping, Stockholm (Järva 2014), Malmö och Umeå.

Tabell 8 Rangordning av projekten baserat på de olika viktningarna, ex ante

	60-20-20	100-0-0	0-0-100	80-10-10	20-20-60	0-100-0
Linköping	1	1	1	1	1	1
Umeå	4	3	5	4	5	5
Mölnadal	6	5	6	6	6	6
Stockholm 2014	3	4	2	3	2	3
Malmö	2	2	3	2	3	2
Växjö	7	6	7	7	7	4
Lund	5	7	4	5	4	7

Källa: Boverket (PM 2009-11-30), sammanställning av bidragseffektiviteten från Energimyndigheten (PM 2009-11-29).

I tabell 9 visas Energimyndighetens beräkningar av de utsläppsminskningar de olika projekten ger givet olika antaganden om den energi som sparas. Notera att dessa utsläppsminskningar är ex ante och baseras på att projekten genomförs i sin helhet. Eftersom projekten i Malmö, Umeå och Stockholm (Järva 2014) inte beviljades bidrag i sin helhet, utan för specifika åtgärder inom projekten, är utsläppsminskningarna från de bidragsbeviljade åtgärderna *lägre* än utsläppsminskningarna för projekten i sin helhet. Malmö beviljades stöd för fem av 14 åtgärder (varav två åtgärder fick mindre än ansökt stöd), Umeå för fyra av 14 åtgärder (varav bidraget till en var villkorat) och Stockholm (Järva 2014) för fem av åtta arbetsområden. Några uppskattningar av de utsläppsminskningar som de stödbeviljade åtgärderna förväntas leda till har inte gjorts. Inte heller har någon uppskattning av de stödbeviljade åtgärdernas bidragseffektivitet genomförts. Sådana beräkningar hade rimligtvis kunnat vara till nytta för Delegationen när den fattade beslut. Antagligen skulle de relativt enkelt kunnat ha tagits fram av Energimyndigheten.

Om man antar ett marginalperspektiv, är minskningarna av växthusgaser störst i Linköping, följt av Malmö, Stockholm (Järva 2014) och Umeå. Givet den beslutade bidragsfördelningen innebär projekten i Malmö, Stockholm och Umeå att utsläppen årligen minskar med runt 26 000 ton vid 100 procent marginalvärdering av energin (2 563+11 194+12 226). Används istället 100 procent medelenergi som beräkningsgrund minskar utsläppen endast med drygt 5 000 ton per år (372+1 887+3 214).

Tabell 9 Minskningar av växthusgaser i ton CO₂e per år, ex ante

	60-20-20	100-0-0	0-0-100	80-10-10	20-20-60	0-100-0
Linköping	59 498	47 662	118 067	53 581	87 661	36 441
Umeå	1 212	994	2 563	1 089	1 811	372
Mölnadal	504	282	1 393	393	948	282
Stockholm 2014	3 458	1 403	11 194	2 431	7 375	1 887
Malmö	5 655	4 279	12 226	4 976	8 834	3 214
Växjö	367	191	602	279	531	659
Lund	95	30	39	58	245	21
Medelvärde	10 113	7 834	20 869	8 972	15 344	6 125

Källa: Energimyndigheten (PM 2009-11-29).

Delegationen skriver i sin verksamhetsrapport (Delegationen för hållbara städer, 2009, s. 21) för 2009 att *"De investeringsprojekt som fått stöd 2009 uppfyllde, enligt Delegationens bedömning, bäst syftet med förordningen, ger väsentliga klimat effekter, har ett helhetsperspektiv med alla tre hållbarhetsdimensionerna; miljömässig, ekonomisk och social hållbarhet, och omfattar flera åtgärdsområden inom stadsdel, bostadsområde eller kvarter"*. Från ovanstående genomgång framstår det svärförklarar att Linköping inte fick bidrag. Ett problem med Linköpings ansökan, som inte framgår ur ovanstående beräkningar av bidragseffektiviteten, är

att Linköping ansökte om ett stort bidrag på 127,5 miljoner kronor (se tabell 1) utan att kunna prioritera mellan åtgärderna vilket man uppmanades göra i den fördjupade prövningen. Delegationen fick därmed ingen vägledning i vilka åtgärder som Linköping ansåg viktigast. Om Linköping skulle ha beviljats bidrag, skulle nästan alla bidrag till investeringsprojekt för 2009 ha getts till en enda ansökan vilket, ur riskspridningsperspektiv, kan ha framstått som ofördelaktigt. Linköpings projekt bestod inte heller av ett sammanhållet utvecklingsprojekt för en stadsdel, ett bostadsområde eller ett kvarter, utan av nio geografiskt spridda delar, vilket inte kan ses som integrerad stadsplanering (Delegationen för hållbara städer, 2010-03-16).¹⁰ Möjligheten att agera som ett nationellt och internationellt ”skyltfönster” (demonstrationsprojekt)¹¹ för svensk miljöteknik minskar när den geografiska spridningen ökar.

BEDÖMNING AV SOCIAL HÅLLBARHET

Begreppet social hållbarhet används, som tidigare diskuterats, ofta i svepande ordalag för människors behov och välbefinnande. Även om begreppet inte är väldefinierat, är relevanta områden för social hållbarhet, hälsa, trygghet, integration och jämställdhet. Det är svårt att utvärdera de ansökande projektens sociala hållbarhet och det är omöjligt att utvärdera projektens kostnadseffektivitet med avseende på social hållbarhet (se avsnitt 4). Ur ansökningarna framgår emellertid en varierad ambitionsnivå och/eller tydlighet när det gäller projektens sociala hållbarhet som antagligen påverkade Delegationens bedömning.

JÄMFÖRELSE MED ANDRA EKONOMISKA STYRMEDEL

Det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja hållbara städer är det senaste i en serie miljöpolitiska investeringsprogram med likartad konstruktion: LIP; Klimp; och OFFrot.

Tabell 10 Jämförelse mellan olika statliga investeringsprogram, 1998-2010^a

Program (Förordning)	Program-period	Ansvarig myndighet	Omfattning (miljoner kronor)	Uppskattad ex ante bidragseffektivitet (kronor per kilo CO ₂) ^a	Huvudsaklig referens
LIP SFS (1998:23)	1998-2002	Naturvårdsverket	6 200	0,02 – 0,09 ^b	Vredin Johansson (2006b)
Klimp (SFS 2003:262)	2003-2008	Naturvårdsverket	1 800	0,03 – 0,15 ^c	Samakovlis och Vredin Johansson (2007)
OFFrot (SFS 2005:205)	2005-2008	Boverket	1 600	0,11 – 0,42 (Konvertering) ^d 0,18 – 0,75 (Effektivisering) ^d	Broberg med flera (2009)
Hållbara städer (SFS 2008:1407)	2009-2010	Delegationen för hållbara städer	340	0,50 – 1,80 (Malmö) ^e 0,40 – 3,30 (Stockholm) ^e 1,10 – 7,60 (Umeå) ^e	Energimyndigheten (PM 2009-11-29)

Anm. ^a Beräkningarna bygger delvis på olika antaganden, för mer information se de huvudsakliga referenserna. ^b 2002-års priser. ^c 2006-års priser. ^d Löpande priser. ^e 2009-års priser.

År 1998 sjösatte regeringen mångmiljardsatsningen LIP. Ambitionen var att skapa ett hållbart samhälle samtidigt som programmet förväntades generera nya arbetstillfällen. Under programperioden,

¹⁰ En av de nio delarna stod ensam för 70 procent av det sökta bidraget.

¹¹ Relaterar till förordningens 3 § angående förebilder för en integrerad hållbar stadsplanering och tillämpad miljöteknik.

1998-2002, fördelades totalt 6,2 miljarder kronor på 211 åtgärdsprogram bestående av 1 814 olika projekt (Forslund med flera, 2006). Stödet uppgick till högst 30 procent av den kostnad som tillkommit för att miljöanpassa investeringarna. Naturvårdsverket administrerade och beviljade ansökningarna. Även om marginalbidraget (det vill säga, bidraget per kilo CO₂ givet kontroll för projektens övriga effekter) ex ante växlade mellan olika typer av åtgärder, varierade det för majoriteten av projekt mellan 0,02 och 0,09 kronor per kilo CO₂ (Vredin Johansson, 2006b).

År 2003 införde regeringen investeringsprogrammet Klimp som syftade till att minska de svenska utsläppen av växthusgaser. Bidraget administrerades och beviljades av Naturvårdsverket. Enligt förordningen (SFS 2003:262) fick bidrag endast ges till åtgärder som var kostnadseffektiva. Bidrag till vinstdrivande verksamheter fick inte överstiga 30 procent av den miljörelaterade merkostnaden. Klimp hade flera målsättningar utöver minskning av växthusgaser; energiomställning, energibesparing och teknikutveckling. Under programperioden 2003-2008 fördelades 1,8 miljarder kronor i bidrag till 126 olika klimatinvesteringsprogram, bestående av drygt 900 åtgärder. En tidig utvärdering genomförd av Konjunkturinstitutet (Samakovlis och Vredin Johansson, 2007) som behandlar bidragen år 2003-2006, visar att marginalbidragen ex ante varierade mellan 0,03 och 0,15 kronor per kilo CO₂ för de olika åtgärderna i Klimp (med hänsyn tagen till åtgärdernas övriga effekter).

I maj 2005 infördes OFFrot. Stödet skulle fördela två miljarder kronor fram till december 2008. Boverket administrerade stödet medan länsstyrelserna i det län där lokalerna var belägen beslutade om vilka ansökningar som skulle beviljas. Stödet uppgick till 30 procent av de stödberättigade kostnaderna. Åtgärder som kunde få bidrag var energikartläggning, konvertering av uppvärmningssystem, energieffektivisering och installation av solcellsystem. Konjunkturinstitutet (Broberg med flera, 2009) har utvärderat ex ante kostnadseffektiviteten i konverterings- och energieffektiviseringsåtgärderna. För konverteringsåtgärderna varierar bidraget mellan 0,11 och 0,42 kronor per kilo CO₂, medan det för effektiviseringsåtgärderna varierar mellan 0,18 och 0,75 kronor per kilo CO₂.

Koldioxidskatten har för både hushåll och industri förändrats sedan den infördes 1991. Från början var både hushållens och industrins koldioxidskatt 0,25 kr per kilo CO₂. Sedan dess har koldioxidskatten ökat stegvis för hushållen. För 2010 är koldioxidskatten för hushåll 1,05 kronor per kilo CO₂e och för industrin 0,22 kronor per kilo CO₂e. Det innebär i praktiken att industrin har lägre skatt per kilo CO₂e än när skatten infördes. Konjunkturinstitutet har i en tidigare analys (Broberg med flera, 2008) visat att en höjning av koldioxidskatten med 0,40 kronor (vilket motsvarar den högsta bidragseffektiviteten i stödet till hållbara städer) inom ramen för nuvarande skattesystem leder till en minskning av CO₂-utsläppen på 900 000 ton under perioden 2007-2020.

Sedan EU ETS infördes 2005 har priset på en utsläppsrätt har varierat mellan drygt € 30 och i princip € 0 (Energimyndigheten, 2009). Till följd av den globala finanskrisen som utlöstes hösten 2008 har priset sedan dess legat runt € 10-15 per utsläppsrätt vilket innebär ett pris på cirka 0,10-0,15 kronor per kilo CO₂e.

Att minska utsläppen av växthusgaser med hjälp av stödet till hållbara städer är, med andra ord, ett dyrare alternativ än att minska dem genom koldioxidskatt eller handel med utsläppsrätter. Stödet är dessutom dyrare än tidigare, likartade, investeringsprogram. Stödet till hållbara städer är alltså inte ett kostnadseffektivt styrmedel för att minska utsläppen av växthusgaser. Å andra sidan syftar stödet till hållbara städer även till att nå andra mål utöver utsläppsminskningar.

STÖDETS ADDITIONALITET

Beroende på beräkningsantagande visar Tabell 9 att de totala utsläppsminskningarna som kan uppnås med hjälp av stödet till hållbara städer varierar totalt mellan drygt 5 000 och 26 000 ton CO₂e.

Det är emellertid inte korrekt att utan vidare påstå att hela dessa utsläppsminskningar (oavsett storlek) utgör *effekten* av stödet. Anledningen är att befintliga styrmedel, som koldioxidskatten och handeln med utsläppsrätter, redan styr mot minskade CO₂e-utsläpp. Den intressanta frågan är istället vad stödet har bidragit med *utöver* vad som ändå skulle ha skett. Det vill säga, hur stora är de kontra-faktiska utsläppsminskningarna eller vilken är stödets ”additionalitet”?

I en analys av OFFrot-stödets additionalitet visar Boverket (2009) att endast hälften (50,5 procent) av de energibesparingar som förväntades från stödet verkligen var ett resultat av stödet. Orsaken till stödets låga additionalitet är att flera av investeringarna skulle ha genomförts även utan stödet. Tidigare utvärderingar av LIP och Klimp visar även för dessa stöd, att en del av åtgärderna skulle ha genomförts även utan stöd (Berglund och Hanberger, 2002; Gullers Grupp Informationsrådgivare AB, 2003). När den reella effekten av ett stöd eroderar på det här viset, ökar förstas kostnaden per enhet verkligt uppnådd effekt.

Hur det förhåller sig med additionaliteten i stödet till hållbara städer är svårt att uttala sig om. Att göra lönsamhetsberäkningar och genomföra intervjuer har inte varit möjligt inom ramarna för den här utvärderingen. Det har heller inte varit dess primära syfte. Baserat på stödets utformning är det emellertid inte orimligt att utgå från att även stödet till hållbara städer har låg additionalitet (se även Broberg med flera, 2010).

6 Diskussion

Stödet till hållbara städers bidragseffektivitet utgörs av en annuitetsberäknad funktion av stödets effekter och bidragskostnader. Energimyndighetens beräkningar (utförda på uppdrag av Delegationen för hållbara städer) visar, beroende på beräkningsantaganden, att bidragseffektiviteten (bidraget per kilo CO₂e) varierar mellan 0,4 och 7,6 kronor i de beviljade projekten. En grundläggande förutsättning för att bidragseffektiviteten ska kunna approximera stödets samhällsekonomiska kostnadseffektivitet är att de uppskattningarna av effekter och kostnader som finns är korrekta. Bidragseffektiviteten överskattas emellertid troligen av två olika anledningar; dels på grund av att effekterna i termer av CO₂e-minskningar överskattas (se avsnittet om stödets additionalitet) och dels på grund av att bidragskostnaderna underskattar stödets samhällsekonomiska kostnader (se avsnittet om frågor relaterade till kostnaden).

I beräkningarna överskattas bidragseffektiviteten eftersom effekten från stödet troligtvis inte skulle ha åstadkommit utan existerande koldioxid- och energiskatter, handeln med utsläppsrätter och övriga befintliga politiska interventioner på området. Att bidragseffektiviteten överskattas beror också på att kostnaderna för stödet underskattas då man inte tar hänsyn till stödets administrationskostnader, skuggpriset för offentlig resursanvändning och marginalkostnaden för allmänna medel. Något som emellertid kan mildra bidragseffektivitetens överskattning är de positiva effekter stödet har på innovation, teknikspridning och som demonstrationsprojekt. Effekten av ett demonstrationsprojekt kan över tiden vara väsentlig, eftersom det ofta behövs en lyckad hemmamarknad för att övertyga köpare utomlands.

De bidragseffektivitetsberäkningar som finns baseras på att de beviljade investeringsprojekten genomförs i sin helhet. Eftersom inget projekt beviljats bidrag i sin helhet saknas uppskattningar av de *stödbeviljade* åtgärdernas bidragseffektivitet. Energimyndighetens beräkningar av bidragseffektiviteten är ex ante beräkningar baserade på sökt, inte beviljat, bidrag, och på förväntade, inte realiserade, utsläppsminskningar.

Ytterligare ett problem med beräkningarna av åtgärdernas bidragseffektivitet har att göra med utsläppens referensvärden, det vill säga den energianvändning som uppstår om åtgärden *inte* genomförs (kan, enligt instruktionerna till ansökan, utgöras av nybyggnadskrav eller historisk energianvändning). Är det rimligt att, som nu är fallet i fördelningsprocessen, utgå från att referensvärdena är statiska för projekt med lång livslängd (>20 år)? Är det inte rimligare att anta, om den avslagna åtgärden inte genomförs, att någon annan åtgärd genomförs så att de kontrafaktiska utsläppen minskar över tiden? Vanligtvis leder trendenliga energieffektiviseringar till att referensförbrukningen minskar över tiden, vilket innebär att nyttan av energibesparingen urholkas. Kapitalförslitning innebär också att det inte heller är säkert att den energibesparing som uppnås under de första åren av åtgärdens livslängd kan upprätthållas under hela åtgärdens livslängd.

Sammanfattningsvis saknar stödet till hållbara städer förutsättningar för att vara ett kostnadseffektivt styrmedel för att minska utsläppen av växthusgaser. De dynamiska effekter stödet har på social hållbarhet, innovation och teknikspridning är helt avgörande för stödets samhällsekonomiska lönsamhet. Stödet till hållbara städer kan möjligtvis motiveras utifrån dynamiska effekter på social hållbarhet och svensk export, inte endast utifrån minskningen av växthusgaser. Om stödet till hållbara städer ska bibehållas rekommenderar vi att bidragseffektivitetsberäkningar genomförs för de åtgärder som Delegationen planerar att bevilja bidrag. Lönsamhetsberäkningar på åtgärdsnivå, som till exempel i Boverket (2009), bör (om möjligt) också genomföras innan bidrag beviljas. Vi rekommenderar dessutom att Delegationen funderar närmare på vad som utgör de kontrafaktiska utsläppsscenarierna för de olika åtgärderna.

Referenser

- Ayres, R. U., van den Bergh, J. och Gowdy, J. M. (2001). Strong versus weak sustainability: economics, natural sciences and "consilience". *Environmental Ethics*, 23(2): 155-168.
- Beckerman, W. (1994). Sustainable development. Is it a useful concept? *Environmental Values*, 3: 191-209.
- Berglund E., och Hanberger, A. (2002). *LIP och lokalt miljöarbete*. Evaluation Report 12, Centrum för Utvärderingsforskning, Umeå universitet
- Boverket (2009). *Hur avgörande var OFFrot? En studie av stödets additionalitet*. Delredovisning 2 (4) av stöd till investeringar i energieffektivisering och konvertering till förnybara energikällor i lokaler som används för offentlig verksamhet 2005:205, enligt regleringsbrev för budgetåret 2009 avseende Boverket. M2008/4791/A.
- Boverket (PM 2009-11-30). *Sammanställning av bidragseffektiviteten från Energimyndighetens underlag 2009-11-29*.
- Brekke K. A. (1997). *The numéraire matters in cost-benefit analysis*. Journal of Public Economics, 64: 117-123.
- Broberg, T., Samakovlis, E., Sjöström, M. och Östblom, G. (2008). *En samhällsekonomisk granskning av Klimatberedningens handlingsplan för svensk klimatpolitik*. Konjunkturinstitutet, Specialstudie nr 18.
- Broberg, T., Forslund, J. och Samakovlis, E. (2009). *En utvärdering av kostnadseffektiviteten i stödet till energieffektiviseringar i lokaler för offentlig verksamhet*. Konjunkturinstitutet, Specialstudie nr 22.
- Broberg, T., Forslund, J. och Samakovlis, E. (2010). Investeringstöd – ett överskattat styrmedel i miljöpolitiken. *Ekonomisk Debatt*, 38(3): 1-10.
- Daly, H. E. (1990). Towards some operational principles of sustainable development. *Ecological Economics* 2 (1): 1-6.
- Delegationen för hållbara städer (2009). *Rapport om Delegationens verksamhet 2009*. Tillgänglig från: <http://www.hallbarastader.gov.se/Uploads/Files/96.pdf>. (2010-03-30).
- Delegationen för hållbara städer (2010). *Information om statligt stöd till utveckling av hållbara städer 2010*. Tillgänglig från <http://www.hallbarastader.gov.se/bazment/hallbarastader/sv/ansokan.aspx> (2010-03-15).
- Delegationen för hållbara städer 2010-03-16. Personlig kommunikation med Christina Leiderman.
- Dagens Nyheter (2007-09-02). *Vi satsar 340 miljoner på hållbara stadsmiljöer*. Debattartikel signerad Maud Olofsson, Anderas Carlgren, Eskil Erlandsson och Åsa Torstensson. Tillgänglig från: <http://www.dn.se/debatt/vi-satsar-340-miljoner-pa-hallbara-stadsmiljoer-1.572384>. (2010-03-30).
- Dotzauer, E. (2010). Greenhouse gas emissions from power generation and consumption in a nordic perspective. *Energy Policy*, 38: 701-704.
- Edvardsson K. och Hansson S. O. (2006). *Vägar till ett effektivt miljöarbete*. Boréa, Umeå.
- Energimyndigheten (2009). *Energiläget 2009*.
- Energimyndigheten (PM 2009-11-29). *Hållbara städer – utvärdering av klimatkriteriet*.
- EU (2005). *Meddelande från kommissionen till rådet och Europaparlamentet om översyn av strategin för en hållbar utveckling*. KOM (2005) 658. Tillgänglig från: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/sv/com/2005/com2005_0658sv01.pdf (2010-03-25).
- FN (1997). *Report of the world commission on environment and development*. General assembly resolution 42/187, 11 December 1997.
- FN (2005). 2005 World Summit Outcome. Resolution adopted by the General Assembly. A/RES/60/1. Tillgänglig från: <http://unpan1.un.org/intradoc/groups/public/documents/UN/UNPAN021752.pdf> (2010-03-26).
- Forslund, J., Samakovlis, E. och Vredin Johansson, M. (2006). *Dubbla mål i miljöpolitiken: risk för resursslöseri*. *Ekonomisk Debatt*, 7 (34): 32-43.
- Gullers Grupp Informationsrådgivare AB (2003). *Information om Klimp: en intervjuundersökning bland ansökare*. Gullers Grupp Informationsrådgivare AB, Stockholm.
- Hansson, I. (1984). Marginal cost of public funds for different tax instruments and government expenditures. *Scandinavian Journal of Economics*, 86(2): 115-130.

- Hansson, S. O. (2008). Etiska och filosofiska perspektiv på kärnavfallsfrågan. Samhällsforskning 2008. Betydelsen för människorna, hembygden och regionen av ett slutförvar för använt kärnbränsle. SKB, 2008. Tillgänglig från <http://www.skb.se/upload/publications/pdf/Samhallsforskning%202008%2027-10Webb.pdf> (2010-03-01).
- Hartwick, J. M. (1977). Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources. *The American Economic Review*, 67(5): 972-974.
- Haughton, G. (1999). Environmental justice and the sustainable city. *Journal of Planning Education and Research*, 18: 233-243.
- IEA (2008). *World Energy Outlook 2008*. Executive Summary. OECD/International Energy Agency (IEA).
- IUCN (2006). The future for sustainability. Re-thinking environment and development in the twenty-first century. Report of the IUCN Renowned Thinkers Meeting, 29-31 January 2006. Tillgänglig från: http://cmsdata.iucn.org/downloads/iucn_future_of_sustainability.pdf (2010-03-26).
- Knaap, G. J. och Kim, T. J. (1998). Environmental program evaluation: framing the subject, identifying issues. I Knaap, G. J. och Kim, T. J. (red) *Environmental Program Evaluation. A primer*. University of Illinois Press, Chicago.
- Mickwitz, P. (2003). A framework for evaluating environmental policy instruments. Context and key concepts. *Evaluation*, 9 (3): 415-436.
- Miljödepartementet 2010-03-15. Personlig kommunikation med Ola Göransson.
- Miljömålsrådet (2008). *Miljömålen – nu är det bråttom!* Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges miljömål, Stockholm.
- Molander, P. (2004). *Ett fristående utvärderingsorgan för utvecklingsarbetet*. Utredning utförd på uppdrag av Utrikesdepartementet 2004-06-14.
- Nutek (2005). *Näringslivets administrativa bördor. Fyra punktskatter*. Nutek R 2005:07.
- Pearce D., Markandya A. och Barbier E. B. (1989). *Blueprint for a green economy*. Earthscan, London.
- Prop. 2007/08:1. *Budgetpropositionen för 2008*. Tillgänglig från: <http://www.sweden.gov.se/sb/d/8703/a/88169> (2010-03-30).
- Prop. 2009/10:155. *Svenska miljömål – för ett effektivare miljömålsarbete*. Tillgänglig från: <http://www.regeringen.se/content/1/c6/14/24/56/71ac00d9.pdf> (2010-03-25).
- Regeringens skrivelse 2001/02:172. *Nationell strategi för hållbar utveckling*.
- Regeringens skrivelse 2003/04:129. *En svensk strategi för hållbar utveckling – ekonomisk, social och miljömässig*.
- Regeringens skrivelse 2005/06:126. *Strategiska utmaningar – en vidareutveckling av svensk strategi för hållbar utveckling*.
- Robinson, J. (2004). Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development. *Ecological Economics*, 48: 369-384.
- Sandmo, A. (1998). Redistribution and the marginal cost of public funds. *Journal of Public Economics*, 70: 365-382.
- Samakovlis, E. och Vredin Johansson, M. (2005). Samhällsekonomiskt underlag till miljöpolitiken: brister och förbättringar. *Ekonomisk Debatt*, 7: 30-39.
- Samakovlis, E. och Vredin Johansson, M. (2007). *En utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen*. Konjunkturinstitutet, Specialstudie nr 12.
- SFS (1974:152). *Kungörelse om beslutad ny regeringsform*.
- SFS (1998:23). *Förordning om statliga bidrag till lokala investeringsprogram som ökar den ekologiska hållbarheten i samhället*.
- SFS (2003:262). *Förordning om statliga bidrag till Klimatinvesteringsprogram*.
- SFS (2005:205). *Förordning om stöd till investeringar i energieffektivisering och konvertering till förnybara energikällor i lokaler som används för offentlig verksamhet*.
- SFS (2008:1407). *Förordning om statligt stöd för hållbara städer*.
- SIKA (2009). *Värden och metoder för transportsektorns samhällsekonomiska analyser – ASEK 4*. SIKA Rapport 2009:3.
- Skatteverket (2006). *Skattestatistisk årsbok 2005*.
- Skatteverket (2007). Personlig kommunikation med Tommy Stenlund, Skattekontoret i Ludvika 2007-03-09.
- Sköldberg, H., Unger, T. och Olofsson, M. (2006). *Marginalel och miljövärdering av el*. Elforsk rapport 06:52.

SOU 2003:57. *Alternativ finansiering av offentliga tjänster.*

Statskontoret (2002). *Utvärderingar – av vem och till vad? En kartläggning av Regeringskansliets utvärderingsresurser.* Rapport 2002:20.

UN-Habitat (2008). *State of the world's cities 2008/2009.* Earthscan, London.

Urban World (2009). *Are cities really to blame?* Urban World, March 2009: 12-13.

Vedung, E. (1998). *Utvärdering i politik och förvaltning.* Andra upplagan. Studentlitteratur, Lund.

Vredin Johansson, M. (2006a). Hur utvärderas svensk miljöpolitik? I Edvardsson, K. och Hansson, S. O. (red.) *Vägar till ett effektivt miljöarbete.* Boréa, Umeå.

Vredin Johansson, M. (2006b). Are carrots as good as the sticks? Ex ante efficiency of a Swedish environmental subsidy programme. *European Environment*, 16: 89-107.

Appendix 1: Utvärdering i allmänhet och i synnerhet

En utvärdering utgör enligt Vedung (1998, s. 20) en ”noggrann efterhandsbedömning av utfall, slutprestationer eller förvaltning i offentlig verksamhet, vilken avses spela en roll i praktiska beslutssituationer”. Det innebär att analyser av framtida effekter som till exempel konsekvensbeskrivningar, inte definieras som utvärderingar. Däremot behöver inte en intervention vara avslutad för att utvärderas. Vissa interventioner, som till exempel skatter, pågår ju under en längre tid. Även pågående interventioners effekter och processer kan naturligtvis vara både intressanta och värdefulla att utvärdera. Utvärderingar av pågående interventioner brukar kallas ”formativa” utvärderingar. Den här utvärderingen av det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja hållbara städer är en formativ utvärdering.

En utvärdering kan ha två syften; den kan vara kontrollerande eller främjande (Vedung, 1998). Kontrollerande utvärderingar ska vara breda och djupa för att skapa en grund för avgörande strategiska beslut. Främjande utvärderingar syftar till att förbättra den intervention som granskas. Både kontrollerande och främjande utvärderingar leder till ökad kunskap, det vill säga till ökad förståelse för interventionen och dess processer. Den här utvärderingen kan karaktäriseras mer som främjande än som kontrollerande. Orsakerna är flera. Dels finns inte data i den omfattning eller på den detaljeringsnivå (åtgärdsnivå) som behövs för att göra en kontrollerande utvärdering och dels är tid och resurser för utvärderingen mycket begränsade.

Utvärdering av miljöpolitiska åtgärder kan göras av den genomförande myndigheten, av någon annan myndighet, av en allmän utvärderingsmyndighet (Statskontoret, Ekonomistyrningsverket, Riksrevisionen), av externa konsulter eller av oberoende forskare på universitet och högskolor. Det finns fördelar och nackdelar med samtliga utförare. Medan en extern utvärderare i allmänhet har både hög objektivitet och trovärdighet, kan en intern utvärderare ha information om åtgärdens bakgrund som är viktig för att förstå dess resultat (Molander, 2004). Statskontoret (2002) har emellertid visat att ju närmare det är mellan en utvärderare och den verksamhet som utvärderas, desto mindre benägen är utvärderaren att kritisera verksamheten. Enligt Vedung (1998) ”socialiseras” eller ”lojaliseras” den som vistas länge i en miljö in i den och förlorar delvis förmågan till kritisk distans medan utomstående är mindre benägna att godta *status quo*. Om interventionens effekter är svåra att mäta, som ofta är fallet i miljöpolitiken, är oberoende utvärderingar extra viktiga för miljöpolitikens legitimitet. I fallet med det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja utvecklingen av hållbara städer är Konjunkturinstitutet en extern utvärderare. Risken för socialisering borde därmed vara obefintlig. Konjunkturinstitutet har inte heller något annat samarbete med Delegationen vilket innebär att benägenheten att kritisera Delegationens verksamhet borde vara opåverkad.

Titlar i serien Specialstudier

Nr	Författare	Titel	År
1	Konjunkturinstitutet	Penningpolitiken	2002
2	Konjunkturinstitutet	Egnahemsposten i konsumentprisindex – En granskning av KPI-utredningens förslag	2002
3	Elofsson, Katarina och Ing-Marie Gren	Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön – en utvärdering	2003
4	Gren, Ing-Marie and Lisa Svensson	Ecosystems, Sustainability and Growth for Sweden during 1991-2001	2004
5	Bergvall, Anders	Utvärdering av Konjunkturinstitutets prognoser	2005
6	Konjunkturinstitutet	Produktivitet och löner till 2015	2005
7	Öberg, Ann	Samhällsekonomiska effekter av skattelättnader för hushållsnära tjänster	2005
8	Söderholm, Patrik och Henrik Hammar	Kostnadseffektiva styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken	2005
9	Öberg, Ann och Joakim Hussénius	Marginell utbytesgrad – ett mått på drivkrafterna för arbete	2006
10	Hammar, Henrik	Konsekvenser för skogsindustrin vid ett eventuellt införande av en svensk kilometerskatt	2006
11	Lundborg, Per, Juhana Vartiainen och Göran Zettergren	Den svenska jämviktsarbetslösheten: En översikt av kunskapsläget	2007
12	Samakovlis, Eva and Maria Vredin Johansson	En utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen	2007
13	Forslund, Johanna, Per-Olov Marklund and Eva Samakovlis	Samhällsekonomiska värderingar av luft- och bullerrelaterade hälsoproblem	2007
14	Sjöström, Magnus	Monetär värdering av biologisk mångfald. En sammanställning av metoder och erfarenheter	2007
15	Hammar, Henrik och Lars Drake	Kan ekonomiska styrmedel bidra till en giftfri miljö?	2007
16	Konjunkturinstitutet	Konjunkturinstitutets finanspolitiska tankeram	2008
17	Konjunkturinstitutet	Hours, Capital and Technology – What Matters Most? Analyzing Productivity Growth by the Means of Growth Accounting	2008
18	Broberg, Thomas, Samakovlis, Eva, Sjöström, Magnus och Göran Östblom	En samhällsekonomisk granskning av Klimatberedningens handlingsplan för svensk klimatpolitik	2008
19	Konjunkturinstitutet	Utvärdering av prognoser för offentliga finanser	2009
20	Vredin Johansson, Maria och Johanna Forslund	Klimatanpassning i Sverige Samhällsekonomiska värderingar av hälsoeffekter	2009
21	Andrén Thomas, Jenny von Greiff och	Ekonomiska drivkrafter för att arbeta	2009

	Juhana Vartiainen		
22	Broberg, Thomas, Johanna Forslund och Eva Samakovlis	En utvärdering av kostnadseffektiviteten i stödet till energiinvesteringar i lokaler för offentlig verksamhet	2009
23	Vredin Johansson, Maria	En utvärdering av det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja hållbara städer	2010