



FÖRSLAG TILL REVIDERADE
VÄRDERINGAR AV TRAFIKENS
UTSLÄPP TILL LUFT

Förord

SIKA redovisar i ett antal promemorior, SIKA PM 2005:1–13 samt en konsultrapport, resultatet av regeringsuppdraget om trafikens externa effekter 2004. I dessa promemorior sammanfattar SIKA vad som är känt om storleken på olika typer av externeffekter och redogör för olika utvecklingsinsatser som syftar till att förbättra kunskapsläget. SIKA beskriver också den faktiska transportpolitiska utvecklingen på området, liksom hur de externa effekterna i högre grad än idag skulle kunna beaktas vid utformningen av infrastrukturavgifter och andra styrmedel. Slutligen redogör SIKA för förutsättningarna att beräkna vilka effekter förändrade infrastrukturavgifter kan få på omfattningen och fördelningen av transporter.

Denna promemoria är författad av Martina Estreen. Projektledare för uppdraget har varit Per-Ove Hesselborn.

På följande sida finns en lista över de promemorior som redovisningen omfattar. Samtliga promemorior finns publicerade på SIKA:s webbplats, <http://www.sika-institute.se>.

Stockholm i januari 2005

Kjell Dahlström
Generaldirektör

SIKA redovisar resultatet av regeringsuppdraget om trafikens externa effekter 2004 i följande promemorior:

- SIKA PM 2005:1 *Trafikens externa effekter 2004 – en sammanfattning*
- SIKA PM 2005:2 *Behöver vi en ny transportpolitik eller ska vi genomföra den vi har?*
- SIKA PM 2005:3 *Trafikens externa effekter – en sammanställning och analys av de senaste årens utvecklingsarbete*
- SIKA PM 2005:4 *Variabiliteten hos personbilarnas marginalkostnader*
- SIKA PM 2005:5 *Internalisering av kostnaderna för slitage och deformation*
- SIKA PM 2005:6 *Marginalkostnader – trängsel i vägtrafik*
- SIKA PM 2005:7 *Marginalkostnader – knapphet och störning på spår*
- SIKA PM 2005:8 *Effektiva styrmedel för säkrare vägtrafik*
- SIKA PM 2005:9 *Arbetet med att utveckla värderingar för trafikens avgasutsläpp*
- SIKA PM 2005:10 *Förslag till reviderade värderingar av trafikens utsläpp till luft*
- SIKA PM 2005:11 *Kan trafikbullerpolitiken göras mer effektiv?*
- SIKA PM 2005:12 *Effekter av förändrade infrastrukturavgifter för godstransporter*
- SIKA PM 2005:13 *Effekter av förändrade infrastrukturavgifter för persontransporter*
- Kågeson, Per *Transportsektorns koldioxidutsläpp och internationell handel med utsläppsrätter*

Innehåll

1	INLEDNING	5
2	VÄRDERING AV LOKALA OCH REGIONALA EFFEKTER.....	6
2.1	Effektkedjeansatsen bör gälla även fortsättningsvis	6
2.2	ExternE innebär en något förändrad struktur	6
2.3	Delvis andra ämnen och effekter värderas	6
2.4	Ny exponeringsresponskoefficient för långtidseffekten av avgaspartiklar på dödligheten	7
2.5	Värderingen av mortalitetsrisken från miljöeffekter behöver utvecklas ..	8
2.6	Ingen värdering av lokala effekter på grund av kväveoxider.....	8
2.7	Användningen av effektkedjeberäkningar utökas	9
2.8	...men det finns ett behov av fortsatt användning av åtgärdskostnader..	9
2.9	Flera studier utgår från ExternE-ansatsen	10
2.10	Vilken studie bör ligga till grund för värderingen?.....	11
2.11	Behov av ytterligare utvecklingsinsatser.....	12
2.12	SIKA:s förslag till värderingar	12
2.13	Förslaget innebär lägre värderingar jämfört med ASEK.....	16
3	VÄRDERING AV KOLDIOXIDUTSLÄPP	18
3.1	Skadekostnadsansatsen ej tillämpbar för värdering av koldioxid	18
3.2	Kostnader för att nå Kyotoprotokollet via handel med utsläppsätter... ..	18
3.3	Högre kostnad om inte alla sektorer inkluderas i handelssystemet.....	18
3.4	Hänsyn till gällande energibesättning är inte aktuell i dagsläget	19
3.5	Kostnaden för att nå det nationella klimatpolitiska målet.....	19
3.6	Marginalkostnaden i transportsektorn beror av reduktionskraven i den handlande sektorn.....	20
3.7	Kostnaden för att nå det transportpolitiska etappmålet.....	20
3.8	CO ₂ -skatten är inte en stabil värderingsgrund.....	21
3.9	Vilken värdering bör då gälla för svenska koldioxidutsläpp?.....	21
	REFERENSER	23

1 Inledning

SIKA har sedan år 2000 haft i uppdrag att utveckla beräkningarna av marginalkostnader för transportsektorns externa effekter. De beräkningar av marginalkostnader för luftföroreningar som hittills har gjorts av SIKA har utgått från de kalkylvärden som används vid samhällsekonomiska beräkningar av infrastrukturåtgärder; s.k. ASEK-värden.¹ Dessa värden arbetades fram år 1999 och uppdaterades år 2002.² I den senaste ASEK-översynen var rekommendationen att man borde övergå till den s.k. ExternE-ansatsen.³ Dessförinnan skulle det dock göras en genomgång och kvalitetssäkring av ExternE-värdena utifrån svenska förhållanden.

Under de senaste åren har en rad utvecklingsinsatser inom ramen för marginalkostnadsarbetet genomförts för att utveckla värderingarna av utsläpp till luft. Dessa insatser redovisas i promemorian *Arbetet med att utveckla värderingar för trafikens avgasutsläpp*. Ambitionen med utvecklingsarbetet har varit att övergå till ExternE-baserade värderingar eftersom denna ansats bedöms bli alltmer normgivande i det internationella arbetet med att skatta kostnader för trafikens hälso- och miljöeffekter. Ansatsen har även börjat användas i Sverige i ökande omfattning. Det ska också noteras att de lokala värderingarna i ASEK redan i dag utgår från ExternE-rekommendationer från 1998. Det rör sig med andra ord inte om en övergång till en helt ny ansats, utan snarare om en uppdatering och utveckling i förhållande till de utvecklingsinsatser som skett de senaste åren.

Både i ASEK och ExternE värderas lokala, regionala och globala effekter. Avsnitt 2 i denna promemoria behandlar de lokala och regionala effekterna, medan värderingen av globala effekter behandlas separat i avsnitt 3. Anledningen är att skadepkostnadsansatsen som man huvudsakligen utgår ifrån för de lokala och regionala effekterna inte är tillämpbar för värderingen av de globala effekterna.

SIKA har i regleringsbrevet för 2005 fått i uppdrag att bedöma hur ExternE-metoden kan tillämpas för värdering av miljöns externa effekter under svenska förhållanden. Förslagen i denna promemoria ska ses som ett förarbete inför arbetet 2005. Förslagen som lämnas är *provisoriska* och kan komma att ändras när ytterligare utvecklingsinsatser presenterats.

¹ ASEK är en förkortning för *arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyler*. I den senaste översynen år 2002 organiserades inte arbetet i arbetsgrupper på samma sätt som tidigare, men beteckningen har fått kvarstå.

² SIKA (1999) och SIKA (2002).

³ ExternE är ett EU-projekt som först enbart handlade om att beräkna kostnader för utsläpp från energisektorn. 1998 hade metoden utvecklats för att kunna användas även för beräkning av kostnaderna för transportsektorns utsläpp. I SIKA PM 2005:9, *Arbetet med att utveckla värderingar för trafikens avgasutsläpp*, redovisas en kort beskrivning av ExternE. För en utförligare beskrivning hänvisas till Friedrich och Bickel (2001).

2 Värdering av lokala och regionala effekter

2.1 Effektkedjeansatsen bör gälla även fortsättningsvis

Effektkedjeansatsen används både i ASEK och i ExternE.⁴ Med effektkedjeansatsen menas att man följer händelsekedjan utsläpp, spridning, exponering och effekter. Slutligen värderas effekterna. I den ASEK-genomgång som avslutades 1999 konstaterades att det inte var rimligt att utgå från betalningsviljestudier som avsåg värderingen av utsläppen direkt, som man tidigare gjort. Värderingen bör istället avse de beräknade *effekterna*. Internationellt är det effektkedjeansatsen som gäller.

2.2 ExternE innebär en något förändrad struktur

I ASEK omfattar tätortsvärderingen lokala och regionala effekter, medan landsbygdsvärderingen omfattar enbart regionala effekter. I ExternE omfattar även landsbygdsvärderingen lokala och regionala effekter. Även om befolkningstätheten är låg på landsbygden finns det lokala effekter som man inte kan bortse från. *SIKA anser att denna struktur principiellt är att föredra och att man bör övergå till den.*

2.3 Delvis andra ämnen och effekter värderas

Ytterligare en skillnad ligger i vilka ämnen som värderas lokalt och regionalt (se tabell 1).

I ASEK värderas lokala effekter av utsläpp av partiklar, kolväten, svaveldioxid och kväveoxider. I de lokala effekterna ingår i huvudsak hälsoeffekter. För partiklar ingår även nedsmutsning. Korrosionseffekter som orsakas av partiklar, kväveoxider och svaveldioxid har inte värderats på grund av bristande underlag.

De regionala värderingarna i ASEK har härletts indirekt utifrån politiska ställningstaganden och anses spegla såväl naturskade- som hälsoeffekter.⁵ De ämnen som värderas är kväveoxider, svaveldioxid och kolväten.

I ExternE värderas svaveldioxid (direkt och via sulfater), NO_x (via nitrater), VOC (via ozon), PM2.5 och PM10 (inkl. sulfater och nitrater), försurat nedfall, bensen, 1,3-butadiene, BaP (benso(a)pyren), dieselpartiklar och koloxid. Om man bortser från NO_x och VOC värderas hälsoeffekterna av utsläpp både lokalt och regionalt.

⁴ Inom ExternE kallas ansatsen för Impact Pathway Approach (IPA).

⁵ SIKA (1999).

På regional nivå värderas även nedbrytning av material på grund av förurning, liksom effekter på skördar på grund av svaveldioxidutsläpp och ozon.

Tabell 1. Utsläpp som ingår i de lokala respektive regionala värderingarna. Källa: Nerhagen et al (2003) samt egna bearbetningar.

Emissioner	ASEK	ExternE
PM2.5	L	L, R
SO ₂	L, R	L, R
NO _x	L, R	R
VOC	L, R	R
Koloxid	--	L, R
Bensen	--	L, R
BaP	--	L, R
1,3-Butadiene	--	L, R
Dieselpartiklar	--	L, R

L= Lokalt, R=Regionalt

Det som primärt värderas i ASEK och ExternE är hälsoeffekterna, men till viss del värderas även nedsmutsning, nedbrytning av material och effekter på ekosystemen. Även icke avgasrelaterade partiklar (slitagepartiklar) bedöms få hälsoeffekter, men dessa värderas inte i dagsläget på grund av att det saknas beskrivningar av effektsamband. Lena Nerhagen (VTI), Bertil Forsberg (Umeå universitet) och Christer Johansson (Slb) kommer i ett uppdrag av Vägverket och SIKA bl.a att komma med förslag till hur grövre partiklar bör hanteras i värderingen. Detta projekt ska redovisas i slutet av år 2004.

2.4 Ny exponeringsresponskoefficient för långtidseffekten av avgaspartiklar på dödligheten

En faktor som har stor betydelse för värderingen av vägtransporternas avgasutsläpp är hur risken för förtida död på grund av avgaspartiklar beräknas. I ASEK sattes ER-koefficienten (exponeringsresponskoefficienten) för långtidseffekten av partiklar på dödligheten till 0,57 procent ökad mortalitet per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5. Denna rekommendation från Leksell (1999) baserades på en s.k. precisionsviktning av Bellander m.fl. (1999) som utgick från tre amerikanska långtidsstudier. ExternE:s rekommendation var under denna period 0,643 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5. I de ExternE-rekommendationer som kom 2001 minskade man ER-koefficienten med en tredjedel, dvs. till 0,241 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$.⁶ Enligt Bertil Forsberg fanns det inte någon vetenskaplig grund för denna nedskrivning.⁷ Efteranalyser av Pope et al (2002) bekräftar att det inte var korrekt att minska koefficienten från studien baserad på en kohort⁸ som skapats av American Cancer Society (ACS), och man har inom ExternE därför dragit tillbaka den tidigare rekommendationen. Efteranalyserna visar på att koefficienten bör vara 0,6 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (med ett konfidensintervall på 0,2-1,0 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$). WHO (2003, 2004) och APHEIS (2004) förespråkar att denna koefficient används vid konsekvensberäkningar. För PM2.5 finns nu även preliminära resultat baserade på bättre geografisk

⁶ Friedrich R, Bickel P (2001).

⁷ Se vidare i SIKA PM 2005:9, *Arbetet med att utveckla värderingar för trafikens avgasutsläpp*.

⁸ En kohort är en grupp med vissa gemensamma kännetecken.

upplösning av haltdata. Med den bättre upplösningen blir de beräknade effekterna mycket starkare. Vid vetenskapliga möten under 2004 har de ansvariga forskarna rapporterat en ökning av dödligheten med 1,7 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Koefficienten 0,6 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kan alltså komma att visa sig vara för låg. *SIKA förordar att ER-koefficienten 0,6 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för långtidseffekten av partiklar på dödligheten används i enlighet med kunskapsläget i dag. Det bör dock även göras känslighetsanalyser med ER-koefficienten 1,7 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$.*

Preliminära resultat från Forsberg, Nerhagen och Johansson pekar på att det vid beräkningar av totalt antal tidigare lagda dödsfall på grund av vägdamms bör antas samma kumulativa korttidseffekt som för PM10 i APHEA2, dvs. åtminstone 0,108 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (HEI, 2003).

2.5 Värderingen av mortalitetsrisken från miljöeffekter behöver utvecklas

Både i ASEK och i ExternE beräknas värdet av minskad mortalitetsrisk utifrån uppgifter om förlorade levnadsår. Detta värde baseras på värdet av ett statistiskt liv, som kommer från betalningsviljestudier avseende förändrade risker som man utsätter sig för i vägtrafiken. Enligt Jones-Lee et al. (1998) finns det bevis som pekar mot att betalningsviljan för att slippa mortalitetsrisker som uppstår på grund av luftföroreningar är högre än betalningsviljan för att slippa risken att dö i trafikolyckor. I UNITE rekommenderar man därför att en sammanhangsfaktor (kontextfaktor) två ska användas för att ta hänsyn till denna skillnad i risk.⁹ I ASEK-översynen 1999 kunde SIKA inte finna några klara vetenskapliga belägg för att någon sammanhangsfaktor borde användas. De studier som fanns gav motstridiga resultat. *SIKA kan inte heller nu finna någon vetenskaplig grund för att använda sig av någon sammanhangsfaktor. Det är dock enligt SIKA angeläget att i framtiden kunna basera värderingen av förtida död på grund av utsläpp på betalningsviljestudier inriktade på effekter av utsläppen direkt.*

2.6 Ingen värdering av lokala effekter på grund av kväveoxider

I ExternE värderas inte lokala hälsoeffekter av kväveoxider på grund av risken för dubbelräkning. Bertil Forsberg (2002) pekade på risken för dubbelräkning i ASEK-värderingen när det gäller partiklar och kväveoxider. SIKA ansåg i ASEK-översynen år 2002 att man bland annat mot denna bakgrund borde se över kväveoxid- och partikelvärderingarna för att få fram en korrekt kväveoxidvärdering.

Man kan numera efter bl.a. WHO:s litteraturgenomgång för CAFE¹⁰ enligt Forsberg göra bedömningen att det med de låga halterna av kvävedioxid som uppmäts i Sverige sannolikt inte blir några betydande hälsoeffekter av kvävedioxiden i sig. *SIKA anser därför att det inte längre är angeläget att få fram en lokal*

⁹ Nelltorp J, Sansom T, Bickel P, Doll C, Lindberg G (2001).

¹⁰ CAFE – Clean Air for Europe. CAFE är ett särskilt EU-program för att implementera Europaparlamentets och Europarådets beslut om The 6th Community Environment Action Programme (Beslut nr. 1600/2002/EC).

värdering av kväveoxidutsläppen. I enlighet med ExternE bör endast de regionala hälsoeffekterna värderas.

2.7 Användningen av effektkedjeberäkningar utökas ...

När ASEK-värdena arbetades fram 1999 saknades effektsamband och värderingar för sjukdomar som kan uppkomma på grund av luftföroreningar. ASEK följde här ExternE:s rekommendation att värdera sjukdomar med ett procentuellt påslag baserat på värderingen för risken för ökad dödlighet.¹¹ Idag finns det effektsamband för olika sjukdomstillstånd och värderingar av dessa. Värden har räknats om för olika länder med köpkraftspariteter i enlighet med rekommendationer från EU-projektet UNITE.^{12, 13} I de fall där det finns bättre nationella värden bör dock dessa användas i första hand. *SIKA anser att till dess att det finns svenska studier som bättre speglar svenska förhållanden bör vi använda oss av de framräknade schablonvärdena eftersom dessa ger en mer korrekt värdering av sjukdomar jämfört med ett procentuellt påslag baserat på risken för ökad dödlighet.*

I ASEK avstod SIKA från att värdera nedbrytning av material på grund av bristande underlag. I ExternE använder man sig av ett antal effektsamband för att värdera nedbrytning av olika material på grund av försurning på regional nivå.¹⁴ De direkta effekterna på material på grund av svaveldioxidutsläpp på lokal nivå borde också värderas, men här saknas det kunskap om vad som påverkas. *SIKA har inte granskat effektsambanden för nedbrytning av material, men anser att vi bör använda oss av de av ExternE rekommenderade sambanden för olika material eftersom dessa speglar den samlade kunskapen internationellt.*

2.8 ... men det finns ett behov av fortsatt användning av åtgärds kostnader

Även om det nu finns fler effektsamband att utgå från saknas de helt på områden där effekterna bedöms vara så betydelsefulla att de bör tas med i beräkningarna. Det gäller framför allt effekter på ekosystemen på grund av försurning och övergödning. Försurning orsakas huvudsakligen av utsläpp av svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak, medan övergödning huvudsakligen orsakas av utsläpp av kväveoxider och ammoniak.

I ASEK värderades regionala effekter indirekt från olika politiska ställningstaganden.¹⁵ För att värdera effekter på ekosystemen på grund av försurning och övergödning har man inom ExternE börjat komplettera värderingarna som görs med effektkedjeansatsen med värderingar härledda från åtgärds kostnader för att klara kritiska belastningsgränser.

¹¹ SIKA (1999).

¹² UNITE (Unification of accounts and marginal costs of transport efficiency) är ett EU-finansierat projekt.

¹³ Van den Bossche M, Certan C, Veldman S, Nash C, Johnson D, Ricci A, Enei R. (2003).

¹⁴ Friedrich R, Bickel P. (2001).

¹⁵ Marginalkostnader för att nå MaTs-projektets långsiktiga mål och marginalkostnaden för att nå EU:s NO_x-krav för bilar år 2005.

En av de tidigare åtgärdskostnadsberäkningarna i ExternE-sammanhang genomfördes i den svenska ExternE-studien av Nerhagen (VTI), Johansson (TFK) och Bickel (IER Stuttgart) och utgick från kritiska belastningsgränser.¹⁶ I studien pekades på de stora osäkerheterna i resultaten, eftersom det inte var säkert att man utgick från aktuella åtgärdskostnader. Antaganden om hur avgasutsläppen reagerar med andra utsläpp på regional nivå och den kemiska modelleringen har lett till en del orimliga resultat. Skellefteå togs med i studien för att visa på skillnader i regionala effekter för olika delar av Sverige. Antagandet var att de regionala effekterna borde värderas lägre i de norra delarna av landet, eftersom det primärt är de södra och mellersta delarna av Sverige som är drabbat av försurning och övergödning, och eftersom det är där de kritiska belastningsgränserna överskrids. Även under ASEK-arbetet har det framförts synpunkter på att värderingen av regionala effekter borde vara lägre för de norra delarna av Sverige. Åtgärdskostnadsberäkningarna för bensindrivna personbilar i Skellefteå blev mycket höga (över 800 kronor per kilo kvävedioxidutsläpp), vilket inte är rimligt.

Inom det EU-finansierade projektet NewExt har man beräknat åtgärdskostnaderna med hjälp av Standard Price Approach (SPA).¹⁷ I NewExt utgår man från de belastningsgränser som svarar mot de överenskommelser som nåtts inom EU (Göteborgsprotokollet). Vermoote och De Nocker beräknar kostnaden per hektar och år för att uppnå olika förhandlingsförslag. Kostnaden som speglade Göteborgsprotokollet beräknades till ungefär 100 €/ha och år. Kostnadsberäkningar som låg över detta estimat avsåg förhandlingslösningar som man inte kom överens om och ansågs därför inte spegla ”den samhälleliga betalningsviljan”. Vermoote och De Nocker har även justerat ned värderingen för att undvika risken för dubbelräkning. De har justerat värderingen för effekter på skördar och byggnadsmaterial samt för hälsoeffekter av ozon (se vidare avsnitt 2.10 nedan).

2.9 Flera studier utgår från ExternE-ansatsen

SIKA har i promemorian *Arbetet med att utveckla värderingar för trafikens avgasutsläpp* (SIKA PM 2005:9) redovisat ett antal olika studier som utgår från ExternE-ansatsen. De redovisade studierna är BeTa-studien,¹⁸ ExternE-studien,¹⁹ Sjöfartsstudien²⁰ och Luftfartsstudien.²¹ De olika studierna är genomförda vid olika tidpunkter och med olika syften och avgränsningar. Studierna omfattar inte samma tätorter, vilket innebär att befolkningstätheten och därmed exponeringen och effekterna kan skifta. Olika utsläpp ingår i de olika studierna och spridningsberäkningarna har genomförts på olika detaljeringsnivå vilket också påverkar resultaten. Det går därför inte att på ett enkelt sätt jämföra resultaten från olika studier. Bortsett från BeTa-studien utgår dock studierna från de antaganden som fastställdes i UNITE-arbetet, vilket underlättar jämförbarheten något.

¹⁶ Nerhagen L, Johansson H (2003) och Bickel P, Schmid S, Friedrich R (2002).

¹⁷ Vermoote S, De Nocker L (2003).

¹⁸ Holland M, Watkiss P (2002).

¹⁹ Nerhagen L, Johansson H (2003) och Bickel P, Schmid S, Friedrich R (2002).

²⁰ Hämekoski, K, Tervonen J, Otterström T, Anton P (2002).

²¹ Otterström T, Hämekoski K, Anton P (2003).

2.10 Vilken studie bör ligga till grund för värderingen?

Det blir för resurskrävande att för varje projekt eller åtgärd genomföra nya studier. Vid vissa större projekt kan det dock finnas skäl att genomföra särskilda värderingsstudier eftersom utsläppskostnaderna kan vara mycket situationsberoende (befolkningstäthet, geografiskt läge, meteorologiska förhållanden etc. påverkar resultaten). För övriga fall bör schablonvärden kunna användas.

För att få största möjliga jämförbarhet mellan trafikslagen bör värderingarna tas från en och samma studie. Om man använder studier som genomförts vid olika tidpunkter finns det risk att man utgår från mycket olika antaganden. *Utgångspunkten blir därför att utgå från den ExternE-studie som genomfördes av Nerhagen, Johansson och Bickel (den s.k. ExternE-studien), eftersom man i denna genomförde beräkningar för samtliga trafikslag. SIKA anser dock att det finns skäl att göra vissa avsteg från denna princip.*

- *För sjöfartens lokala effekter bör man istället utgå från Sjöfartsstudien, eftersom denna innehåller beräkningar för ett antal farleder och hamnar (Stockholm, Göteborg och Helsingborg). I ExternE-studien beräknades endast kostnader för öppet hav. Vidare ingår fler ämnen i Sjöfartsstudien jämfört med ExternE-studien. Sjöfartsstudien utgår från UNITE-antagandena precis som ExternE-studien.*
- *För de lokala effekterna från luftfarten föreslår SIKA att man utgår från Luftfartsstudien som innehåller beräkningar för Västerås flygplats för att få fram schablonvärden. I ExternE-studien genomfördes kostnadsberäkningar för Arlanda, Skellefteå flygplats och de flygplatser som ägs av Luftfartsverket sammantaget. De genomsnittskostnader som fås fram för Luftfartsverkets flygplatser påverkas i hög grad av Arlanda och Bromma och är därför inte lämpliga att använda som schablonvärden för hela landet. Vidare ingår partiklar i luftfartsstudien men inte i ExternE-studien. Även Luftfartsstudien utgår från antagandena i UNITE-projektet. Om man ska genomföra beräkningar som rör Arlanda bör man dock överväga att utgå från värderingarna i ExternE-studien.*
- *När det gäller de regionala skadekostnaderna från luftfartens och sjöfartens utsläpp anser SIKA att man istället bör utgå från de s.k. BeTa-värdena. I Luftfartsstudien redovisade man även beräkningar genomförda med BeTa-värdena. Motivet till att välja BeTa-värdena istället för de värden som baseras på UNITE-värden är att de senare baseras på finska förhållanden och därmed bl.a. räknar med för låg befolkningstäthet, vilket leder till för låga värderingar för Sverige. BeTa-värden finns framräknade för Sverige.*
- *För värderingen av regionala effekter av VOC-utsläpp från vägtrafiken och järnvägstrafiken föreslår SIKA att man använder sig av BeTa-värdet för landsbygd. ExternE-studien har förvisso beräknat totala kostnader för VOC-utsläpp, men författarna till ExternE-studien menar att eftersom dessa utsläpp samvarierar med andra föroreningar går det inte att sätta ett pris per kilo utsläpp. Eftersom vi föreslår att man för sjöfarten och luftfarten ska utgå från BeTa-värdena regionalt, vilket innebär att dessa trafikslags VOC-utsläpp värderas, bör vi för att få jämförbarhet mellan trafikslagen även värdera VOC från vägtrafiken och järnvägstrafiken.*

- *För de regionala åtgärdskostnaderna föreslår SIKA att man tillsvidare utgår från de värderingar som beräknats i NewExt-projektet, dels på grund av de stora osäkerheterna i ExternE-studien, dels för att man med hjälp av Standard Price Approach värderar åtgärdskostnaderna på ett mer systematiskt sätt. Däremot bör det genomföras känslighetsanalyser med högre värderingar för att se hur resultatet påverkas av olika nivåer på åtgärdskostnaderna. SIKA anser att det krävs ytterligare utvecklingsinsatser för att bättre säkerställa nivån på utsläppsvärderingen samt för att få fram olika värderingar för olika delar av landet.*

2.11 Behov av ytterligare utvecklingsinsatser

I promemorian *Arbetet med att utveckla värderingar för trafikens avgasutsläpp*²² tar SIKA upp fler områden där vi ser att det finns ytterligare utvecklingsbehov. Här nämner vi dem endast kortfattat.

- Mortalitetvärdering som utgår från betalningsviljestudier inriktade på effekter av utsläppen direkt och inte på trafikolyckor.
- Bättre kunskap om luftföroreningarnas orsakssamband. Bertil Forsberg har fått i uppdrag av SIKA att ge en kunskapsöversikt.
- Utveckla beräkningsmetoder för att få fram schablonvärden för samtliga trafikslag. Här pågår ett projekt för vägtrafiken som Nerhagen, Forsberg och Johansson har på uppdrag av Vägverket och SIKA. När ett förslag tagits fram bör en uppgift vara att se om det är möjligt att använda detta även för övriga trafikslag.
- Värderingar av luftfartens undervägsutsläpp. Här pågår ett utvecklingsarbete med SMHI, Luftfartsverket och SIKA för att få fram värderingar av luftfartens kväveoxidutsläpp på hög höjd.
- Göra en studie för att klargöra huruvida fartygens skorstenhöjd påverkar värderingen av sjöfartens utsläpp. Sjöfartsverket diskuterar att genomföra en sådan studie.
- Klargöra vilka geografiska avgränsningar som bör gälla för värdering av utsläpp till luft. Det påverkar resultaten i hög grad om man utgår från inrikes utsläpp, territorialgränsen eller den ekonomiska zonen.
- Utveckla en miljö i Sverige för att genomföra ExternE-studier.

2.12 SIKA:s förslag till värderingar

I det *provisoriska* förslag till värderingar av transportsektorns avgasutsläpp som redovisas nedan för de olika trafikslagen har värdena justerats i enlighet med slutsatserna i denna promemoria. För det första har värdena som baserats på ExternE-studien, Sjöfartsstudien och Luftfartsstudien justerats upp med ER-koefficienten 0,6 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ istället för 0,241 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för långtidseffekten på

²² SIKA PM 2005:9.

mortaliteten. För det andra har värderingarna från dessa studier dividerats med två för att ta hänsyn till att SIKA anser att ingen sammanhangsfaktor bör användas.²³

Eftersom långtidseffekterna på mortaliteten har diskonterats är frågan om det är korrekt att dela mortalitetsvärderingen med två. Utifrån det underlag som vi har, har det inte varit möjligt att göra på annat sätt. Dessutom har det i det uppdrag som Lena Nerhagen, Bertil Forsberg och Christer Johansson håller på med visat sig att exponeringen som antogs för Stockholm i ExternE-studien var alldeles för låg. Enligt preliminära resultat från deras arbete är exponeringen ungefär dubbelt så hög för de lokala hälsoeffekterna. Både i tätortsvärderingen och i landsbygdsvärderingen är de lokala hälsovärderingarna uppjusterade med en faktor två. Utöver gjorda justeringar bör det genomföras känslighetsanalyser med ER-koefficienten 1,7 procent per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för långtidseffekten på dödligheten av partiklar när det finns underlag med bättre geografisk upplösning.

De provisoriska värdena kan komma att revideras när Lena Nerhagen, Bertil Forsberg och Christer Johansson redovisar sitt uppdrag för att få fram en beräkningsmetod som baseras på ExternE för att få fram värderingar för olika tätorter. Det kommer bland annat ett förslag på hur slitagepartiklar (PM10) bör värderas.

Värdena i tabellen är beräknade genomsnittskostnader, men eftersom linjära samband brukar antas anser SIKA att dessa genomsnittsberäkningar utgör goda approximationer till marginalkostnader.

ExternE-studien, Sjöfartsstudien och Luftfartsstudien utgår samtliga från rekommendationerna i UNITE. Detta innebär bl.a. att värdet på ett statistiskt liv antas vara 1,5 miljoner € (mätt i 1998 års prisnivå). Vidare har beräkningarna genomförts med s.k. faktorpriser. För att få marknadspriser har värderingarna multiplicerats med 1,2.

²³ Enligt UNITE-rekommendationen använder man sammanhangsfaktorn på de akuta effekterna på dödligheten, medan man för de långsiktiga effekterna behöver diskontera värderingen. En obesvarad fråga är därför om det är korrekt att halvera mortalitetsvärderingarna i de gjorda studierna.

Tabell 2. Utsläppskostnader för vägtrafik och järnvägstrafik i tätorter, i kronor per kg utsläpp, 2000 års prisnivå. Källa: Bickel (2002), Vermoote & De Nocker (2003), samt egna beräkningar.

		Tätort*	Stockholm (1,2 milj. Inv)**	Skellefteå***
PM2.5	Lokal kostnad	428	990	434
	Reg. skadekostnad	120	38	24
	<i>Total kostnad</i>	<i>548</i>	<i>1028</i>	<i>458</i>
NO _x	Lokal kostnad	--	--	--
	Reg. skadekostnad	10,1	8,8	3,2
	Åtgärdskostnad	5,3	5,3	5,3
	<i>Total kostnad</i>	<i>15,4</i>	<i>14,1</i>	<i>8,5</i>
SO ₂	Lokal kostnad	5,3	10,9	0
	Reg. skadekostnad	--	--	--
	Åtgärdskostnad	5	5	5
	<i>Total kostnad</i>	<i>10,3</i>	<i>15,9</i>	<i>5</i>
CO	Lokal kostnad	0,002	0,003	0,001
	Reg. skadekostnad	0,0004	0,0002	0,0002
	<i>Total kostnad</i>	<i>0,0024</i>	<i>0,0032</i>	<i>0,0012</i>

*Med tätort menas en beräknad genomsnittlig tätort med en befolkningstäthet på 1425 personer/km².

**Befolkningstätheten i Stockholm är 3233 personer/km² i beräkningarna.

*** Befolkningstätheten i Skellefteå är 1426 personer/km² i beräkningarna. Befolkningen är 31 742 personer.

Värdena i tabell 2 är beräknade för vägtrafiken. För järnvägstrafiken beräknades endast värden för den dieseldrivna trafiken på landsbygd. *SIKA föreslår därför att man utgår från vägtrafikens tätortsvärden för den järnvägstrafik som passerar genom tätorter.*

Den totala kostnaden avser summan av lokala kostnader, regionala skadekostnader och åtgärdskostnader. De tre olika kostnadsposterna är dock inte relevanta för samtliga utsläpp. Åtgärdskostnadsberäkningarna som är beräknade med Standard Price Approach kan anses vara adderbara med skadekostnadsberäkningarna. Vermoote och De Nocker (2003) har justerat ned åtgärdskostnadsberäkningarna för att ta hänsyn till effekter på jordbruk och byggnadsmaterial samt hälsoeffekter på grund av ozon. I de BeTa-värden som används i tabell 3, 4 och 5 ingår inte effekter på ekosystemen på grund av försurning och övergödning, varför även åtgärdskostnaderna har adderats till de regionala BeTa-värdena.

Tabell 3 Utsläppskostnader för farleder i kronor per kg, 2000 års prisnivå. Källa: Sjöfartsstudien (2002), BeTa-studien (2002), Vermoote & De Nocker (2003) samt egna beräkningar

		Helsingborg	Göteborg	Stockholm
PM2.5	Lokal kostnad	53	117	65
	Reg. skadekostnad	15	15	15
	<i>Total kostnad</i>	<i>68</i>	<i>132</i>	<i>80</i>
NO _x	Lokal kostnad	--	--	--
	Reg. skadekostnad	23	23	23
	Åtgärdskostnad	5,3	5,3	5,3
	<i>Total kostnad</i>	<i>28,3</i>	<i>28,3</i>	<i>28,3</i>
SO ₂	Lokal kostnad	0,07	0,14	0,26
	Reg. skadekostnad	15	15	15
	Åtgärdskostnad	5	5	5
	<i>Total kostnad</i>	<i>20,07</i>	<i>20,14</i>	<i>20,26</i>
CO	Lokal kostnad	0,050	0,137	0,120
	Reg. skadekostnad	0	0	0
	<i>Total kostnad</i>	<i>0,050</i>	<i>0,137</i>	<i>0,120</i>
VOC	Lokal kostnad	--	--	--
	Reg. skadekostnad	6	6	6
	<i>Total kostnad</i>	<i>6</i>	<i>6</i>	<i>6</i>

Tabell 4. Utsläppskostnader för flygplatser i kronor per kg, 2000 års prisnivå. Källa: Luftfartsstudien (2003), BeTa-studien (2002), Vermoote & De Nocker (2003) samt egna beräkningar

	Lokala effekter	Regionala skadekostnader	Åtgärdskostnader	Total kostnad
PM2.5	293	15	--	308
NO _x	--	23	5,3	28,3
SO ₂	2,4	15	5	22,4
CO	0,96	--	--	0,96
VOC	--	6	--	6

Anm.: kostnaderna baseras på Västerås flygplats.

När det gäller utsläppskostnaderna för landsbygd har det inte utifrån ExternE-studien varit möjligt att få fram ett kr/kg-värde för väg- och järnvägstrafiken. Här redovisas istället kr/kg-värden för olika fordonstyper. För de lokala värderingarna beror skillnader i kr/kg-värden på var i landet fordonen antas färdas. Eftersom befolkningstätheten skiljer sig åt i olika delar av landet påverkas exponering, effekter och därmed värderingen. När det gäller den regionala delen av värderingen beror skillnaderna i kr/kg-värden också på sekundärt bildade föroreningar. Förhållandet mellan de ämnen som reagerar med varandra på regional nivå avgör mängden sekundära föroreningar som ger upphov till negativa effekter. Detta problem behöver lösas framöver.

Tabell 5. Utsläppskostnader för landsbygd mätt i kronor per kg, 2000 års prisnivå

		Lokala kostnader	Regional skadekostnad	Åtgärds kostnader	Total kostnad
PM2.5	Bussar	211	77	--	288
	Lastbilar >3,5 ton	205	77	--	282
	Personbil, diesel	264	81	--	345
	Personbil, bensin	251	79	--	330
	Motorcyklar	271	68	--	339
	Persontåg, diesel	142	95	--	237
	Godståg, diesel	127	63	--	190
	Lufft	--	15	--	15
NO _x	Sjöfart	--	15	--	15
	Bussar	--	9,9	5,3	15,2
	Lastbilar >3,5 ton	--	9,8	5,3	15,1
	Personbil, diesel	--	9,8	5,3	15,1
	Personbil, bensin	--	10,3	5,3	15,6
	Motorcyklar	--	5,1	5,3	10,4
	Persontåg, diesel	--	10,6	5,3	15,9
	Godståg, diesel	--	7,4	5,3	12,7
SO ₂	Lufft	--	23	5,3	28,3
	Sjöfart	--	23	5,3	28,3
	Bussar	4,4	--	5	9,4
	Lastbilar >3,5 ton	4,4	--	5	9,4
	Personbil, diesel	5,5	--	5	10,5
	Personbil, bensin	5,5	--	5	10,5
	Motorcyklar	5,5	--	5	10,5
	Persontåg, diesel	3,1	--	5	8,1
CO	Godståg, diesel	2,7	--	5	7,7
	Lufft	--	15	5	20,0
	Sjöfart	--	15	5	20,0
	Vägtrafik	0,001	0,0004	--	0,0014
	Persontåg, diesel	0,43	0,32	--	0,75
	Godståg, diesel	0,43	0,54	--	0,97
	Lufft	--	--	--	--
	Sjöfart	--	--	--	--
VOC	Lufft	--	6	--	6
	Sjöfart	--	6	--	6

2.13 Förslaget innebär lägre värderingar jämfört med ASEK

Förslaget till reviderade utsläppskostnader för tätorter och för sjöfartens farleder innebär lägre marginalkostnader mätt i kronor per kilo jämfört med ASEK.

Visserligen finns det ämnen som värderas i ExternE men inte i ASEK som har höga kronor per kilovärden, som benso(a)pyren, men halterna av dessa ämnen är så låga att det inte får något genomslag om man räknar per fordonskilometer.

Preliminära resultat från Nerhagen, Forsberg och Johansson (2004) visar på att Leksell (1999), som arbetade fram underlaget till ASEK, överskattade exponeringen av avgaspartiklar rejält, vilket ledde till att han även överskattade kostnaden. Detta innebär att det inte längre kan anses vara relevant att använda sig av de lokala ASEK-värderingarna.

När det gäller värderingar för landsbygden innebär förslaget sänkta eller oförändrade värderingar mätt i kronor per kilo. För sjöfartens och luftfartens utsläpp av svaveldioxid innebär förslaget en oförändrad värdering på 20 kronor per kilo. Förslaget innebär dock att även avgaspartiklar ska värderas regionalt, vilket leder till en värdering av avgaspartiklar på landsbygden. Med de åtgärdskostnadsberäkningar som genomförts med Standard Price Approach och som SIKA föreslår ska gälla tillsvidare blir värderingarna lägre på landsbygd.

3 Värdering av koldioxidutsläpp

3.1 Skadeståndsansatsen ej tillämpbar för värdering av koldioxid

Inom ExternE rekommenderade man tidigare att de globala effekterna av koldioxidutsläpp skulle värderas med hjälp av skadeståndar och att man endast skulle använda sig av undvikandekostnader i känslighetsanalyser.²⁴ De genomförda skadeståndsberäkningarna är dock mycket ofullständiga och naturskadeeffekter och effekter på människors hälsa kunde endast delvis beräknas.²⁵ Kostnaderna underskattades därför systematiskt vid de olika beräkningarna. *Skadeståndsansatsen är därför i dagsläget inte tillämpbar för värdering av koldioxid.*

3.2 Kostnader för att nå Kyotoprotokollet via handel med utsläppsrätter

Svårigheterna att beräkna skadeståndar för koldioxidutsläpp ledde till att man i UNITE²⁶ rekommenderade en åtgärdskostnadsvärdering på 20 Euro per ton utsläpp av koldioxid (ca 0,20 kronor per kilo). Detta värde representerar ett genomsnittligt estimat, avsett att spegla EU:s åtagande enligt Kyotoprotokollet. Det är även det värde som har använts i den svenska ExternE-studien, Sjöfartsstudien och Luftfartsstudien. Beräkningsunderlag till EG-kommissionens grönbok om handel med utsläppsrätter pekar på att priset i ett fullt utbyggt system kan hamna på omkring 0,30 kronor per kilo koldioxid.²⁷ Senare studier pekar på att priset kan hamna kring 0,10 kronor per kilo koldioxid.²⁸

3.3 Högre kostnad om inte alla sektorer inkluderas i handelssystemet

Samtliga dessa kostnadsberäkningar utgår bl.a. från att handeln med utsläppsrätter gäller samtliga sektorer och att handel kan ske mellan länder. För den första perioden är detta dock inte giltigt, exempelvis inkluderas inte transportsektorn i det system som startar år 2005. I den underlagsrapport som Capros et al. (2000) genomförde till EG-kommissionens grönbok om handel med utsläppsrätter

²⁴ Friedrich R., Bickel P. (2001).

²⁵ SIKA (2002).

²⁶ UNITE (Unification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency) är ett EU-finansierat projekt.

²⁷ Capros P, Mantzos L (2000) och Hendriks C, de Jager D, Blok K et al (2001).

²⁸ Marenzi N, Varilek M (2001).

genomfördes även marginalkostnadsberäkningar för ett alternativ där endast den energiproducerande sektorn och den energiintensiva industrin ingår i handels-systemet. Beräkningarna gav vid handen att marginalkostnaden för den handlande sektorn fortfarande hamnar på ungefär 0,30 kr/kg koldioxid medan marginalkostnaden för den icke-handlande sektorn kan bli drygt 0,40 kr/kg koldioxid.

3.4 Hänsyn till gällande energibesättning är inte aktuell i dagsläget

De beräkningar som genomförts för att få fram en koldioxidvärdering har inte tagit hänsyn till gällande beskattning på kol, olja och naturgas utan endast till priset på själva utsläppsrätten. Beskattningen på fossila bränslen i de genomförda beräkningarna antas dock finnas kvar. Kågeson anser att man därför bör lägga till gällande energibesättning på utsläppspriset för att få en korrekt värdering.²⁹ Visserligen påverkas koldioxidutsläppen av den sammanlagda nivån på koldioxid- och energiskatterna, men eftersom energibesättningen kan anses internalisera andra externa effekter (buller, slitage, olyckor, övriga utsläpp) bör bara den del av energiskatten som överstiger storleken på dessa externa effekter läggas till värdet på utsläppsrätten.³⁰

Det saknas uppgifter om hur stor del av den genomsnittliga energiskatten i EU som kan anses internalisera övriga externa effekter, vilket gör att det inte går att säga hur stor del som borde adderas till priset på utsläppsrätter för att få en korrekt värdering. För Sverige ligger nu beräknade marginalkostnader för bensindrivna personbilar med katalysator på landsbygd under energiskattens nivå.³¹ Om motsvarande förhållande även gäller på EU-nivå är det inte säkert relevant att lägga till någon del av energibesättningen på utsläppspriserna.

3.5 Kostnaden för att nå det nationella klimatpolitiska målet

I Sverige har vi beslutat om ett nationellt klimatmål som innebär att utsläppen av växthusgaser ska minska med fyra procent för perioden 2008–2012 jämfört med 1990 års utsläpp. Förutsatt att statsmakterna avser att införa tillräckliga åtgärder för att målet ska kunna nås skulle värderingen kunna grundas på nivån för marginell åtgärds-kostnad för att nå målet. Om politiken ges en kostnadseffektiv utformning, dvs. en utformning som innebär att utsläppsreduktioner från olika sektorer likabehandlas, skulle värdet av minskade utsläpp – oberoende av sektor – kunna bestämmas med utgångspunkt i den koldioxidskatt som krävs för att nå målet.

Till Klimatkommittén beräknade Konjunkturinstitutet (KI) nödvändiga koldioxid-skattens nivåer för att nå olika reduktionsmål. SIKA genomförde till ASEK-översynen några kompletterande beräkningar utifrån KI:s material och kom fram till att koldioxidskatten då, dvs. år 2002, skulle ha behövt vara ca 0,80 kronor per kg

²⁹ Se Per Kågeson, *Samhällsekonomiska kalkylvärden för elektricitet som används inom transportsektorn*, bilaga 2 till SIKA Rapport 2001:7.

³⁰ SIKA (2004a).

³¹ SIKA (2004).

för att nå minus fyra procent till 2010 jämfört med 1990 års utsläpp. Beräkningarna antog att koldioxidskatten var generell för alla sektorer och att även andra länder sökte nå åtagandena enligt Kyotoprotokollet.

Energimyndigheten och Naturvårdsverket redovisade i slutet av juni 2004 det regeringsuppdrag de hade om att ta fram underlag till kontrollstationen 2004. När det gäller formuleringen av målet föreslår myndigheterna att det nuvarande nationella delmålet ersätts med en ny konstruktion som de kallar för ett "avräkningsmål".³² Avsikten är att integrera EU:s handelssystem i det nationella delmålet. Konstruktionen innebär att utsläppsförändringar i den handlande sektorn, ökningarna såväl som minskningar, vilka motsvaras av köp eller försäljning av utsläppsrätter, inte räknas med när måluppfyllelse mot det nationella delmålet beräknas.

KI genomförde beräkningar för att se vilka skatteförändringar som skulle krävas beroende på hur stor tilldelning den handlande sektorn får. Ett av beräkningsalternativen utgick från att tilldelningen bestäms enligt Sveriges nationella fördelningsplan och att priset på utsläppsrätter ligger på 10 €/ton koldioxid, samt att den handlande sektorn inte betalar koldioxidskatt. Detta beräkningsalternativ ger vid handen att skatten för den ickehandlande sektorn skulle kunna minska med 15 procent, dvs. till ungefär 0,77 kronor per kilo koldioxid jämfört med koldioxidskatten år 2004 på 0,91 kronor per kilo.³³

3.6 Marginalkostnaden i transportsektorn beror av reduktionskraven i den handlande sektorn

Marginalkostnaden för utsläppsreduktion i transportsektorn blir beroende av hur starka reduktionskrav som inom ramen för handelssystemet faktiskt kommer att riktas mot de sektorer som ska ingå.

Från och med 2008 ska det finnas möjlighet till "opt-in". Detta innebär att för de medlemsländer som önskar ska det finnas möjlighet att utvidga handeln till de sektorer som inte omfattas av handelssystemet. Kommissionen ska dock godkänna införandet av ytterligare sektorer enligt relevanta kriterier, såsom t.ex. konsekvenser för den inre marknaden och eventuella snedvridningar. Om det skulle vara möjligt att få med transportsektorn genom "opt-in" skulle detta öka kostnadseffektiviteten i systemet samtidigt som det skulle minska en rad gränsdragningsproblem; detta enligt en rapport till SIKA från Kågeson.³⁴

3.7 Kostnaden för att nå det transportpolitiska etappmålet

För att värdera effekterna av koldioxidutsläpp från transportsektorn har man inom ASEK utgått från det transportpolitiska etappmålet och därifrån beräknat åtgärds-kostnaden för att uppnå målet om en stabilisering av koldioxidutsläppen till år

³² Naturvårdsverket och Energimyndigheten (2004).

³³ Konjunkturinstitutet (2004).

³⁴ Kågeson P. *Transportsektorns koldioxidutsläpp och internationell handel med utsläppsrätter* (2004).

2010 jämfört med 1990 års nivå. Den beräkning som gjordes i samband med förra inriktningsplaneringen ledde till en koldioxidvärdering på 1,50 kronor per kilo utsläpp. I samband med det regeringsuppdrag som SIKA hade att se över etappmålet för det transportpolitiska delmålet *En god miljö* gjordes en ny beräkning våren 2003. Eftersom tiden att uppnå målet blivit kortare innebar den nya beräkningen en värdering på ca 2,70 kronor per kilo utsläpp. Om inte tillräckliga åtgärder vidtas från regering och riksdag för att nå etappmålet kommer värderingen att fortsätta att stiga ju närmare vi kommer år 2010. Eftersom statsmakterna inte längre i första hand riktar in sig på att uppnå sektorsmålet utan på det nationella klimatmålet framstår det nu inte längre som motiverat att utgå från etappmålet för värderingen av koldioxidutsläppen.

3.8 CO₂-skatten är inte en stabil värderingsgrund

En annan utgångspunkt är att bestämma värdet av att minska de svenska koldioxidutsläppen utifrån faktiska politiska åtgärder att dra ned utsläppen från inhemska källor. En möjlighet skulle då kunna vara att grunda värderingen på aktuell koldioxidskatt. Sedan den 1 januari 2004 är den 0,91 kronor per kg utsläpp. Koldioxidskatten är enligt SIKA den kanske tydligaste uttryckta politiska preferensen.

Som SIKA skrev i ASEK-översynen år 2002 är dock koldioxidskatten inte någon självklar värderingsgrund. Den är inte så stabil som vore önskvärt. Statsmakterna har t.ex. i olika sammanhang talat om en fortsatt skatteväxling i vilken en successiv höjd koldioxidskatt kan väntas ingå.

3.9 Vilken värdering bör då gälla för svenska koldioxidutsläpp?

Värderingen av koldioxid utgör den enskilt viktigaste posten när det gäller värderingen av miljöns externa effekter. Valet av värderingsprincip påverkar därför i hög grad den totala miljövärderingen. Eftersom det är svårt att utgå från skadekostnadsansatsen för att värdera effekter av koldioxidutsläpp får man i stället utgå från politiskt satta mål och/eller åtgärder.

I diskussioner i GTD:s kostnadsansvarsgrupp, liksom i andra utredningssammanhang där internaliseringen av kostnaderna för trafikens koldioxidutsläpp behandlats, har det rimliga i en särskild svensk koldioxidvärdering ifrågasatts. Det har också hävdats att en lägre värdering är att föredra, svarande mot marginalkostnaden för en med avseende på medlemsländer och samhällssektorer kostnads-effektiv neddragning av utsläppen, i syfte att klara EU:s åtagande enligt Kyotoavtalet. SIKA har förståelse för detta resonemang, men bedömer att en skattning av jämviktspriset på utsläppsrätter på 0,20 kr/kg, som lanserats av bl.a. ExternE, inte kan anses spegla värdet av minskade koldioxidutsläpp från europeiska källor.³⁵ En anledning är att samtliga sektorer inte ingår i det handelssystem som sjösätts i januari 2005.

³⁵ SIKA (2004a).

Om man utgår från ett handelssystem där endast den energiproducerande sektorn och den energiintensiva industrin ingår i systemet hamnar värderingen enligt gjorda beräkningar på cirka 0,30 kr/kg för den handlande sektorn och drygt 0,40 kr/kg för övriga, där transportsektorn ingår. *Eftersom inte alla sektorer ingår i handelssystemet anser SIKA att en värdering på 0,40 kr/kg är rimlig.*

Det pågår arbeten med flera propositioner som kan komma att påverka mål och/eller åtgärder och därmed också värderingen av utsläppen av växthusgaser. Det rör sig om en ny transportpolitisk proposition, en klimatpolitisk proposition och en proposition för flexibla mekanismer. SIKA anser att man bör avvakta beslut som tas utifrån dessa propositioner innan någon bestämd ny värdering, baserad på kvantifierade mått, föreslås.

Tillsvidare föreslår SIKA en värdering motsvarande nivån på koldioxidskatten på drivmedel, alltså 0,91 kr/kg och att det genomförs känslighetsanalyser för värderingen 0,40 kr/kg.

Referenser

APHEIS (2004), *Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy*. Third Year Report 2002-2003. Air Pollution and Health: A European Information System. July 2004.

Bellander T, Svartengren M, Berglund N, Staxler L, Järup L (1999), *The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences (SHAPE) Part II: Particulate Matter, nitrogen dioxide and health effects. Dose-response relations and health consequences in Stockholm county*. (A preliminary report. 26 May 1999). Department of Environmental Health, Norrbacka 3rd floor, Karolinska Hospital, Stockholm.

Bickel P, Schmid S, Friedrich R (2002), *Estimation of Environmental Costs of the Traffic Sector in Sweden*. Draft 1.3. IER University of Stuttgart.

Capros P, Mantzos L (2000), *The Economic Effects of EU-Wide Industry-Level Emission Trading to Reduce Greenhouse Gases. Results from PRIMES Energy Systems Model*. Institute of Communication and Computer Systems of National Technical University of Athens. May 2000.

Friedrich R., Bickel P. (2001), *Environmental External Costs of Transport*. Springer Verlag.

Hendriks C, de Jager D, Blok K et al (2001), *Bottom-up Analysis of Emission Reduction Potentials and Costs for Greenhouse Gases in the EU*. Ecofys and AEA Technology, Utrecht, January 2001.

Holland M, Watkiss P (2002), *Benefits Table database: Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe. BeTa Version E1.02a*. Created for European Commission DG Environment by netcen.

Hämeikoski, K, Tervonen J, Otterström T, Anton P (2002), *Estimation of marginal environmental emission costs of maritime transport. Pilot study based on the ExternE methodology*, Elektrowatt-Ekono, Jaako Pöyry Group, 8.5.2002.

Jones-Lee M, Loomes G, Rowlatte P, Spackman M, Jones S (1998), *Valuation of Deaths from Air Pollution*. Report for the Department of Environment, Transport and the Regions and the Department of Trade and Industry, London.

Konjunkturinstitutet (2004), *Samhällsekonomiska kalkyler för Kontrollstation 2004*. 9 juni 2004.

Kågeson P (2004), *Transportsektorns koldioxidutsläpp och internationell handel med utsläppsätter*. Nature Associates, 2004-09-03.

Leksell (1999), *Ekonomisk värdering av luftföroreningar från trafiken. Del 1. Värdering av exponeringar samt sammanfattning*. Underlag till ASEK, SIKA Rapport 1999:6.

Marenzi N, Varilek M (2001), *Greenhouse Gas Price Scenarios for 2000 – 2012. Impact of Different Policy Regimes*. IWOW Discussion paper No. 96., Institute for Economy and the Environment, University of St. Gallen (IWOe-HSG).

Naturvårdsverket och Energimyndigheten (2004), *Kontrollstation 2004*. Naturvårdsverkets och Energimyndighetens underlag till utvärderingen av Sveriges klimatstrategi.

Nelltorp J, Sansom T, Bickel P, Doll C, Lindberg G (2001), *Valuation Conventions for UNITE*, Version 1.0, 11 April 2001. UNITE.

Nerhagen L, Johansson H, Andelius C (2003), *Marginalkostnadsberäkningar av luftburna föroreningar från fordon – problem med differentiering, interdependens och variabilitet*. VTI notat 35-2003.

Nerhagen L, Johansson H (2003), *Variations in the external cost of transport air pollution – the case of Sweden*. VTI notat 36A-2003.

Otterström T, Hämeikoski K, Anton P (2003), *Estimation of environmental costs of aircraft LTO emissions – Pilot study*. Elektrowatt-Ekono, Jaako Pöyry Group, 9.6.2003.

Pope CA III, Thun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CJ (1995), *Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults*. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine. Vol 151, pp 669-674.

Pope CA III, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD (2002), *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution*. JAMA 287, pp 1132-1141.

SIKA (1999), *Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet*. ASEK. SIKA Rapport 1999:6.

SIKA (2002), *Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet*. ASEK. SIKA Rapport 2002:4.

SIKA (2004a), *Internaliseringsgrader för att belysa konkurrensneutralitet mellan transportslagen*. Underlag till Godstransportdelegationen. SIKA PM 2004:4.

SIKA (2004b), *Trafikens externa effekter*. Uppföljning och utveckling 2003. SIKA Rapport 2004:4.

Van den Bossche M, Certan C, Veldman S, Nash C, Johnson D, Ricci A & Enei R. (2003) *Guidance on Adapting Marginal Cost Estimates*, Version 3.0, April

Vermoote S, De Nocker L (2003), *Valuation of environmental impacts of acidification and eutrophication based on the standard-price approach*. September 2003. VITO NV – Integral Environmental Studies.

2003. UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency (UNITE).

WHO (2003), *Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogene dioxide*. Bonn.

WHO (2004), *Health aspects of air pollution – answers to follow up questions from CAFÉ*. Bonn.