



ARBETET MED ATT UTVECKLA  
VÄRDERINGAR FÖR TRAFIKENS  
AVGASUTSLÄPP

## 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 transporterna.

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 utsläppsätter*

## Innehåll

<b>1</b>	<b>INLEDNING .....</b>	<b>5</b>
1.1	Transportsektorns luftföroreningar och dess effekter .....	6
<b>2</b>	<b>TRAFIKSLAGSÖVERGRIPANDE UTVECKLINGSINSATSER .....</b>	<b>7</b>
2.1	ASEK.....	7
2.2	BeTa-studien .....	10
2.3	Standard Price Approach.....	11
2.4	Den svenska ExternE-studien.....	13
<b>3</b>	<b>TRAFIKSLAGSSPECIFIKA UTVECKLINGSINSATSER .....</b>	<b>17</b>
3.1	Vägtrafiken.....	17
3.2	Järnvägstrafiken.....	18
3.3	Sjöfarten .....	19
3.4	Luftfarten.....	21
<b>4</b>	<b>SAMMANFATTNING AV KUNSKAPSLÄGET .....</b>	<b>25</b>
	<b>BILAGA 1 – SAMMANSTÄLLNING AV RESULTAT FRÅN ASEK, DEN SVENSKA EXTERNE-STUDIEN, SJÖFARTSSTUDIEN OCH LUFTFARTSSTUDIEN.....</b>	<b>31</b>
	ASEK.....	31
	BeTa-studien .....	32
	NewExt (Åtgärds kostnader med Standard Price Approach).....	32
	Svenska ExternE-studien.....	33
	Sjöfartsstudien .....	35
	Luftfartsstudien (Västerås-studien).....	36
	<b>REFERENSER .....</b>	<b>37</b>

## 1 Inledning<sup>1</sup>

SIKA har haft i uppdrag av regeringen att sedan år 2000 en till två gånger per år redovisa uppföljnings- och utvecklingsinsatser av marginalkostnadsbaserade avgifter i transportsystemet. Denna promemoria är en redovisning av det arbete som har genomförts i Sverige under åren 2000 till 2004 för att utveckla värderingar av luftföroreningar från transportsektorn. De utvecklingsinsatser som har gjorts har utnyttjat de resultat som kommit fram internationellt och då framför allt inom ExternE.<sup>2</sup> Utvecklingsinsatserna är i hög grad en konsekvens av det internationella utvecklingsarbetet.

Inledningsvis redovisas översiktligt vilka effekter trafikens utsläpp ger upphov till. Därefter går vi först igenom olika utvecklingsinsatser som har varit transportslagsövergripande, därefter de som gjorts trafikslagsvis. Huvudsakligen presenteras de utvecklingsinsatser som genomförts i Sverige, men promemorian redogör även för det arbete som genomförts inom EU för att värdera effekter på ekosystemen av försurning och övergödning med hjälp av åtgärdskostnader (den s.k. Standard Price Approach), samt den s.k. BeTa-studien, som tagits fram på uppdrag av EU:s miljödirektorat. Slutligen ges en sammanfattning av kunskapsläget och av behovet av ytterligare utvecklingsinsatser.

---

<sup>1</sup> Författaren tackar för synpunkter från Bertil Forsberg och Lena Nerhagen, men ansvarar själv för tolkningar och slutsatser av materialet.

<sup>2</sup> Se faktaruta 1.

## 2 Transportsektorns luftföroreningar och dess effekter

Trafikens utsläpp ger upphov till lokala, regionala och globala hälso- och miljöeffekter.

*Lokalt* ger trafikutsläppen upphov till hälsoeffekter som främst orsakas av utsläppen av partiklar, kolväten (VOC), svaveldioxid och kvävedioxid, där den lokala betydelsen av de två senare bedöms ha minskat såväl genom lägre halter som genom reviderade bedömningar. Även icke avgasrelaterade partiklar (slitagepartiklar) bedöms få hälsoeffekter. Vidare leder utsläppen till nedsmutsning p.g.a. partiklar och korrosion som orsakas av partiklar, kväveoxider och svaveldioxid.

*Regionalt* ger trafikens utsläpp upphov till naturskadeeffekter som orsakas av kväveoxider (via nitrater och ozon), svaveldioxid (direkt och via sulfater) och kolväten (via ozon), samt hälsoeffekter p.g.a. partiklar, kväveoxider (via nitrater och ozon), svaveldioxid (direkt och via sulfater) och kolväten (via ozon).

Koldioxid, metan, dikväveoxid, flygets NO<sub>x</sub>-utsläpp och bildandet av kondensstrimmor på hög höjd påverkar växthuseffekten, och ger därmed upphov till *globala* effekter. Huvudsakligen spelar det ingen roll var utsläppen sker för effekterna, men effekterna av flygets utsläpp av NO<sub>x</sub> och bildandet av kondensstrimmor påverkas av att utsläppen sker på hög höjd.

## 3 Trafikslagsövergripande utvecklingsinsatser

Den första översynen av marginalkostnadsbaserade avgifter i transportsystemet baserades på resultaten från ASEK-arbetet som redovisades i SIKA Rapport 1999:6.

### 3.1 ASEK

I samband med ASEK-översynen 1999 övergick man från att ha använt sig av betalningsviljestudier som var direkt kopplade till föroreningarna till studier som istället var kopplade till luftföroreningarnas effekter. Hälsoeffekterna av vägtrafikens utsläpp beräknades utifrån antagna samband för utsläpp-halter, halter-exponering och exponering-effekter; alltså utifrån en s.k. effektkedjeansats. Rekommendationerna byggde på underlag som Ingemar Leksell gjort på uppdrag av SIKA.<sup>3</sup>

*Lokala effekter* av utsläpp av partiklar, kolväten, svaveldioxid och kväveoxider värderas. I de lokala effekterna ingår i huvudsak hälsoeffekter. För partiklar ingår även nedsmutsning. Korrosionseffekter värderades inte. Risken för ökad dödlighet beräknas med en effektkedjemodell. Dessa värderingar bygger på tidigare ExternE-värderingar från 1998 (se faktaruta 1 om ExternE). Värdet av risken för ökad sjuklighet har gjorts med ett procentuellt påslag på mortalitetsvärderingen; även detta i enlighet med rekommendationer från ExternE.

Värdet av minskad mortalitetsrisk beräknas utifrån uppgifter om förlorade levnadsår utgående från ett värde på ett statistiskt liv. Värdet av ett statistiskt liv är satt till 13 miljoner kronor. Sammanhangsfaktorn (kontextfaktorn) är satt till ett. Denna faktor skulle kunna användas för att ta hänsyn till att hälsoeffekter av luftföroreningar i högre grad står för en påtvingad risk jämfört med de risker man utsätter sig för i vägtrafiken, och som är grunden för värdet av ett statistiskt liv. SIKA ansåg dock inte att det fanns tillräckliga bevis för att använda en högre sammanhangsfaktor. Förlorade levnadsår över 90 värderas till noll.

De *regionala effekterna* av utsläppen av kväveoxider, svaveldioxid och kolväten har värderats indirekt utifrån politiska ställningstaganden. NO<sub>x</sub>-värderingen baserades på kostnaden för att nå EU:s krav för NO<sub>x</sub>-utsläppen från bensindrivna personbilar år 2005. Värderingarna för svaveldioxid och kolväten baseras på kostnaderna för att nå de miljömål som föreslogs i MaTs-projektet.<sup>4</sup> De regionala

---

<sup>3</sup> Leksell (1999).

<sup>4</sup> Miljöanpassat Transportsystem. MaTs-projektet genomfördes i samarbete mellan myndigheter, trafikverken och industrin.

värdena antogs spegla såväl naturskade- som (regionala) hälsokostnader. Målnivåerna förutsattes vara satta även med hänsyn till de regionala hälsoeffekterna.

**Faktaruta 1: ExternE. Källa: Friedrich & Bickel (2001)**

ExternE är ett EU-projekt som först enbart handlade om att beräkna kostnader för utsläpp till luft från energisektorn. 1998 hade metoden utvecklats för att kunna användas för att även beräkna kostnaderna för transportsektorns utsläpp till luft. Under år 2001 presenterade Friedrich och Bickel nya resultat.

Inom ExternE används Impact Pathway Approach (IPA) som är en effektkedjemodell för att värdera lokala och vissa regionala effekter. Den består av beräkningsstegen utsläpp, spridning, exponering, effekter och slutligen monetär värdering av effekterna. Det som värderas är hälsoeffekter, effekter på byggnader och vissa effekter på skördar.

I ExternE värderas SO<sub>2</sub> (via svaveldioxid och sulfater), NO<sub>x</sub> (via nitrater), VOC (via ozon) PM<sub>2.5</sub> och PM<sub>10</sub> (inkl. sulfater och nitrater), försurat nedfall, bensen, BaP, 1,3-butadiene, dieselpartiklar (DME) och koloxid (CO).

SIKA fick år 2000 i uppdrag att genomföra en revidering av samhällsekonomiska metoder och viktigare kalkylvärden (ASEK 3). Uppdraget slutredovisades i oktober 2002. Översynen omprövade endast de lokala värderingarna av hälsoeffekter av NO<sub>x</sub> och partiklar. Efter ett seminarium som SIKA anordnade hösten 2001 för att diskutera vad som behövde göras angående den lokala NO<sub>x</sub>-värderingen, beställde SIKA tre uppdrag för att undersöka följande områden närmare:

- Valet av indikatorämne
- Värderingen av de lokala hälsoeffekterna av NO<sub>x</sub>
- Icke avgasrelaterade partiklar.

### **Fortsatt osäkra orsakssamband mellan utsläpp och hälsoeffekter**

Eftersom det rådde osäkerheter kring orsakssamband mellan utsläpp och hälsoeffekter fick Bertil Forsberg, Institutet för folkhälsa och klinisk medicin vid Umeå universitet, i uppdrag att studera valet av indikatorämne.<sup>5</sup> Forsberg redovisade i rapporten att ”medan partiklarnas hälsoeffekter enligt epidemiologiska studier vanligtvis antagits spegla kausala samband, har effekter som associerats med kvävedioxid ofta försetts med reservation för andra korrelerade föroreningar, t.ex. avgaspartiklar, helt eller delvis kan ligga bakom sambanden”. Rapportens slutsats var att det sannolikt finns ett orsakssamband mellan lokala hälsoeffekter och kvävedioxid, men att det också var sannolikt att de samband som låg till grund för beräknade partikeleffekter delvis inbegrep effekter av samvarierande föroreningar som kvävedioxid. Forsberg såg det som sannolikt att den beräkning av sjuklighetseffekten av partiklar som låg bakom gällande värdering inte korrigerats för kvävedioxid och att vi därigenom eventuellt dubbelräknar. Slutsatsen blev att separata beräkningar för effekter av avgaspartiklar och kvävedioxid kräver att man antingen hämtar båda koefficienterna från samma analys, eller att man tar

<sup>5</sup> Forsberg B (2002).



med hälsoeffekter som bara tillskrivs endera av föroreningarna. Han såg det som angeläget att man inom ramen för en gemensam europeisk metodik sökte utveckla och nyansera de båda koefficienterna. Han nämnde ExternE som den metodik som framstod som normerande.

Bertil Forsberg menade vidare att det inte fanns några vetenskapliga belägg för att justera ner koefficienten för den relativa risk som används för långtidseffekten av partiklar på dödligheten från 0,643 procent ökad mortalitet per mikrogram/m<sup>3</sup> PM2.5 till en tredjedel, i enlighet med ExternE-rekommendationen från 2001. Inom ExternE har man nu reviderat rekommendationen. Vi återkommer till valet av ER-koefficient i avsnitt 5.

SIKA kan konstatera att även om vissa frågetecken rätades ut återstår det fortfarande en hel del oklarheter. Bortsett från att det är viktigt att ha kunskap om vilka ämnen som ger upphov till negativa effekter och som därmed bör värderas, måste det naturligtvis också finnas relevanta effektsamband. Om sådana saknas kan det krävas forskningsinsatser för att få fram dem. Det blir då nödvändigt att använda sig av en näst-bästa-lösning på kort sikt för att ändå kunna värdera hälsoeffekterna av transportsektorns luftföroreningar.

Bertil Forsberg kommer att på uppdrag av SIKA redovisa kunskapsläget och peka på vad vilka föroreningar vi borde värdera när det gäller hälsoeffekter och vilka vetenskapliga underlag som redan finns för att värdera de effekter som är viktiga. Han ska också ge förslag på hur vi bör lösa frågor kring bristande effektsamband på kort och lång sikt.

### **Ingen förändring av värderingen av de lokala hälsoeffekterna av NO<sub>x</sub>**

I den rapport som SIKA beställde från IVL för att se på värderingen av de lokala hälsoeffekterna av kväveoxider föreslogs en värdering av NO<sub>x</sub>-utsläppen.<sup>6</sup> IVL kom fram till att ett mer korrekt underlag för kostnadsberäkningen skulle kunna fås om omräkningen av trafiksektorns NO<sub>x</sub>-utsläpp till NO<sub>2</sub> tilläts variera mellan utsläppsmiljöer. Det framgick dock inte klart vilken andel kvävedioxid som antogs för den gjorda värderingen. Eftersom det fortfarande rådde oklarheter i NO<sub>x</sub>-värderingen föreslog SIKA att det inte skulle göras någon justering av värderingen. Det ansågs dock angeläget att klara ut återstående frågetecken kring värderingen. Eftersom det fanns en risk för dubbelräkning när det gällde hälsoeffekter av partiklar och NO<sub>x</sub> ansåg SIKA att man samtidigt borde se över värderingen av partiklarnas hälsoeffekter.

Allt oftare betonas att de epidemiologiska studierna om omgivningsluft, liksom de studier som avser effekter av gasspisanvändning, inte visar att det är kvävedioxid i sig som ger hälsoeffekter. Toxikologiska data gör det dessutom allt mer troligt att det är andra korrelerade komponenter (främst ultrafina partiklar) som ligger bakom sambanden. Därför har kvävedioxid tonats ner som hälsorisk – detta bl.a. i ett par nya WHO-rapporter till CAFE. Bertil Forsberg menar att med dagens kunskaper blir bedömningen att de NO<sub>2</sub>-halter som uppmäts i Sverige sannolikt inte i sig ger så stora hälsoeffekter. SIKA bedömer det inte längre vara prioriterat

<sup>6</sup> Boström C-Å, Lindskog A, Sjöberg K (2002).

att få fram en lokal NO<sub>x</sub>-värdering, utan anser att man tillsvidare kan bortse från en sådan. Inte heller inom ExternE värderas de lokala hälsoeffekterna av NO<sub>x</sub>, eftersom man menar att det finns risk för dubbelräkning när beräknade effekter av partikelhalten ingår.

I september 2004 presenterades en amerikansk långtidsstudie<sup>7</sup> över effekter på barns lungkapacitet som visar ett starkt samband mellan kvävedioxidhalten och lungfunktionen hos barn. Bertil Forsberg kommer i uppdraget till SIKA att även granska denna rapport för att se om studien är relevant för svenska förhållanden.

### **Effektsamband för icke avgasrelaterade partiklar behöver utvecklas**

TFK fick i uppdrag att se om det var möjligt att ta fram en värdering av icke avgasrelaterade partiklar. Enligt den rapporten skulle uppvirvling av vägdamm lokalt kunna ge upphov till betydelsefulla bidrag till utsläpp och halter av inhalerbara partiklar, s.k. PM10.<sup>8</sup> De fysikaliska och kemiska egenskaperna hos vägdamm skiljer sig från avgaspartiklarnas och ger därför troligen andra effekter, vilket skulle kunna leda till att dessa effekter borde värderas annorlunda. Någon värdering av vägdamm kunde dock inte tas fram eftersom det för grova partiklar saknades beskrivningar av effektsamband.

Enligt det uppdrag som Lena Nerhagen, Christer Johansson och Bertil Forsberg har att ta fram en värderingsmetod för luftföroreningar kommer de att se på hur de grövre partiklarna bör behandlas i kostnadsberäkningar.<sup>9</sup>

### **ASEK3-översynen ledde inte till några nya rekommendationer**

Utöver ovan nämnda studier redovisade SIKA även de utvecklingsinsatser som pågick inom EU, och då framför allt inom ExternE. Översynen ledde inte till några förändringar av värderingar av luftföroreningar, utan endast till indexuppräkningar. Slutsatsen blev att man till nästa översyn skulle arbeta för att se om en övergång till ExternE-baserade värden är möjlig. I detta skulle ligga en genomgång och kvalitetssäkring av ExternE-värdena utifrån svenska förhållanden. Se bilaga 1 för gällande ASEK-värden.

## **3.2 BeTa-studien**

EG-kommissionen lät 1999 genomföra en ExternE-baserad studie, den s.k. BeTa-studien.<sup>10</sup> Studien baserades på ExternE-rekommendationerna från 1998. Därefter har vissa uppdateringar gjorts med utgångspunkt i olika utvecklingsinsatser.

---

<sup>7</sup> Gauderman W. J., Avol E, Gilliland F, Vora H, Thomas D, Berhane K, McConnell R, Kuenzli N, Lurman F, Rappaport E, Margolis H, Bates D and Peters J (2004).

<sup>8</sup> Johansson H, Nilsson M (2002).

<sup>9</sup> Se avsnittet *Projekt på gång för att utveckla värderingsmetod utifrån ExternE* i denna promemoria.

<sup>10</sup> Holland M, Watkiss P (2002).

Lokalt värderades hälsoeffekter av PM2.5 och svaveldioxid och nedbrytning av material till följd av svaveldioxid. Regionalt värderades PM2.5, kväveoxider (via nitrater och ozon), kolväten (via ozon) och svaveldioxid (direkt och via sulfater).

De hälsoeffekter som ingår i studien är: akuta effekter av PM10, svaveldioxid och ozon på dödlighet och sjuklighet; kroniska effekter av PM10 på dödlighet och sjuklighet. För effekter på material har korrosion av material som används i byggnader på grund av svaveldioxid beräknats. Dessutom har effekter på avkastningen på skördar till följd av ozon beräknats. Effekter på ekosystemen till följd av försurning och övergödning ingår inte.

Värdet av ett statistiskt liv är satt till nio miljoner kronor (en miljon Euro). Diskonteringsräntan är fyra procent.

När det gäller beräkningen av effekter på risken för ökad dödlighet på grund av PM2.5, sulfater och nitrater baseras denna på kronisk mortalitet (fem år kortare livslängd) och inte på den ER-koefficient som rekommenderas i ExternE. Se bilaga 1 för BeTa-värden för Sverige.

### 3.3 Standard Price Approach

Inom ExternE har man försökt att använda sig av enbart skadestödsberäkningar för att värdera såväl lokala som regionala effekter. Det är dock inte möjligt att få fram effektsamband för effekter på ekosystemen, t.ex. försurning och övergödning. I NewExt, som är ett EU-finansierat projekt inom ramen för ExternE, har man därför som ett komplement börjat beräkna åtgärdskostnader för försurning (kväveoxider, svaveldioxid och ammoniak) och övergödning (kväveoxider och ammoniak). Den ansats som används i NewExt kallas för Standard Price Approach (se faktaruta 2 för beskrivning av ansatsen).

En betalningsvilja i intervallet 63–350 €/hektar och år har beräknats och avser hektar ekosystem som skyddas från försurning och övergödning. I NewExt valdes estimatet 100 €/hektar som den ”marginella” betalningsviljan för Europa eftersom det motsvarar beslutet i Göteborgsprotokollet. Estimatet i den övre delen av intervallet motsvarar förhandlingsalternativ som beslutsfattarna inte kunde enas om. Värderingen i €/hektar är samma för de olika länderna.

Eftersom länderna har olika stora ytor som behöver åtgärdas blir €/ton olika för varje land. Genomsnittligt och för flertalet länder är skuggpriset för kväveoxider högre än för svaveldioxid p.g.a. att utsläpp av kväveoxider bidrar till både försurning och övergödning. I genomsnitt för EU15 ökar skuggpriserna de externa kostnaderna för dessa föroreningar relativt lite (+4 procent för svaveldioxid och +10 procent för kväveoxider). Men för några länder, som Sverige (+39 procent för svaveldioxid och +30 procent för kväveoxider) och Finland, ökar de externa kostnaderna signifikant. När det gäller Tysklands svaveldioxidvärdering är den i absoluta termer i nivå med den svenska, men eftersom den totala värderingen av utsläppen är mycket högre i Tyskland jämfört med Sverige blir de relativt sett inte lika betydelsefulla. Se bilaga 1 för de svenska värderingarna.

**Faktaruta 2: Standard Price Approach. Källa: Baumol/Oates, 1971; Vermoote & De Nocker, 2003.**

Standard Price Approach (Baumol/Oates, 1971) utgår från att beräkna åtgärdskostnaderna utifrån olika miljöstandarder (t.ex. utsläppstak) som kan motiveras vetenskapligt och som accepteras av medborgarna. Detta skulle kunna ses som en samhällelig betalningsvilja för att förbättra miljön.

I NewExt valdes denna ansats som ett komplement till skadestodansatsen. Den samhälleliga betalningsviljan beräknas som skuggpriser. Resultaten är additiva med ExternE:s estimat för effekter av energianvändning och transporter på hälsa, jordbruk och byggnadsmaterial.

Betalningsviljan har bestämts utifrån analyser som gjorts kring olika utsläppsscenarier i samband med förhandlingarna kring Göteborgsprotokollet, konventionen om långväga luftföroreningar (CLRTAP), EU:s direktiv 2001/81/EC för utsläppstak för svaveldioxid, kväveoxider och ammoniak, samt information om åtgärdskostnader och nyttor som användes i beslutsprocesserna. Antagandet bygger på att politikerna är rationella beslutsfattare som på ett ansvarsfullt sätt gör avvägningar mellan förväntade kostnader och nyttor som uppkommer till följd av utsläppen. Ansatsen använder inte den marginella åtgärdskostnaden för enstaka åtgärder, utan den genomsnittliga kostnaden för ett marginellt åtgärdspaket, eftersom Vermoote och De Nocker anser att den bättre speglar den politiska betalningsviljan.

En betalningsvilja i €/hektar och år har beräknats och avser hektar ekosystem som skyddas från försurning och övergödning. För att härleda dessa värden har ett antal antaganden gjorts, t.ex. antalet hektar under kritiska belastningsgränser som en "korrekt" indikator för den fysiska påverkan. Betalningsviljorna är nedjusterade med hänsyn till de nyttor för jordbruk och byggnadsmaterial som uppstår samt hälsoeffekter av ozon. Dessa nyttor är dock relativt små.

**Steg 1**

(2) Utsläppsteknologi och lokalisering

*Spridning och kemiska reaktioner i luften av utsläpp från SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> och NH<sub>3</sub>*

(2) Marginell påverkan: Överskridande av kritiska belastningsgränser i Europa för försurning och övergödning (mätt i hektar där de kritiska belastningsgränserna överskrids/ton utsläpp av NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> och SO<sub>2</sub>)



**Steg 2**

Betalningsvilja för EU15 för att skydda ekosystemen mot försurning och övergödning i EU15 och Europa genom att använda "standard price approach" (€/hektar som skyddas)

**Steg 3**

Skuggpris för påverkan på ekosystemen av SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> och NH<sub>3</sub> (€/ton utsläpp)

Utifrån den estimerade betalningsviljan och den marginella påverkan (uttryckt som hektar skyddat ekosystem per ton utsläppt förorening) har skuggpriser för utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider beräknats för olika EU-länder och Schweiz. Detta har gjorts genom att använda estimat om marginell påverkan på ekosystemen (Krewitt et al, 2001). Dessa estimat uttryckta i påverkan per hektar multipliceras med betalningsviljan uttryckt i €/hektar.

## ECE/WHO-workshopserie

Den 12–13 juni 2003 anordnade SIKA tillsammans med Folkhälsoinstitutet (FHI) en workshop angående metoder för ekonomisk värdering av hälsoeffekter. Det var den andra workshopen av fyra som hölls inom ramen för UNECE/WHO Pan-European Program (PEP) on Transport Health and Environment. Workshopserien var ett samarbete mellan Österrike, Frankrike, Malta, Schweiz, Nederländerna och Sverige.

En av de viktigaste slutsatserna från workshopserien, som hade fokus på barn, var att när man ska värdera barns hälsoeffekter och då särskilt risken för ökad dödlighet, bör man använda sig av samma ER-samband för barn som för vuxna.<sup>11</sup> Detta ansågs utgöra en nedre gräns och en näst-bästa-lösning till dess att det finns bättre underlag. I dag värderas effekter på barn i stort sett inte trots att man vet att barn är känsligare än vuxna. I ExternE finns det ett fåtal ER-samband som rör barn, men troligen saknas värderingar för flera effekter. Detta leder med andra ord till att dagens värdering är en undervärdering. Det skulle dock behöva utredas närmare för att se hur stort problemet är.

### 3.4 Den svenska ExternE-studien

Med finansiering från Vinnova startade VTI år 2001 ett treårigt forskningsprojekt för samtliga trafikslag, det s.k. marginalkostnadstemat. Ett av delprojekten rörde värderingar av luftföroreningar. Studien syftade även till att visa på hur kostnaden varierar för olika trafikslag, men även på hur kostnaden varierar för ett trafikslag under olika omständigheter, t.ex. geografiskt läge.

Under 2002 redovisade Nerhagen m.fl. en rapport inom ramen för projektet som diskuterade problem med differentiering, interdependens och variabilitet när det gäller att marginalkostnadsberäkna luftföroreningar från fordon.<sup>12</sup> Den andra delen av projektet handlade om att genomföra beräkningar av transportsektorns externa miljöpåverkan med ExternE-ansatsen och genomfördes under 2002 och 2003. Denna del av projektet var ett samarbete mellan VTI (projektledare Nerhagen), TFK (Johansson) och IER i Stuttgart (Bickel och Schmid).

I SIKA:s delredovisning i juni 2003 till regeringen redovisades beräkningar av totalkostnaderna i Sverige för luftföroreningar från samtliga transportslag i Sverige år 2000 utifrån ovan nämnda studie.<sup>13</sup> För en närmare genomgång av förutsättningarna för den svenska ExternE-studien hänvisas till Nerhagens och Johanssons samt Bickels och Friedrichs rapporter.<sup>14</sup> Se bilaga 1 i denna promemoria för en sammanställning av kostnadsberäkningarna.

---

<sup>11</sup> WHO/Europe, UNECE (2004).

<sup>12</sup> Nerhagen L, Johansson H, Andelius C (2003).

<sup>13</sup> Nerhagen L, Johansson H (2003).

<sup>14</sup> Bickel P, Schmid S. och Friedrich (2002).

## Kostnaden per km varierar för olika fordonskategorier

Utsläppskostnaden per km varierar för olika fordonskategorier för vägtrafik i tätorter i studien. Detta beror på att mängden föroreningar är olika. För lokalt spridda föroreningar är kostnaderna högst för bussar och tunga lastbilar eftersom de har högre specifika utsläpp. Dieseldrivna bilar har generellt högre kostnader än bensindrivna bilar eftersom de släpper ut mer partiklar.

Även när det gäller de regionala effekterna är kostnaderna högre för bussar och tunga lastbilar. Åtgärdskostnader för försurning beräknades bara för tunga lastbilar och bensindrivna bilar. Åtgärdskostnaderna beräknades över en viss tröskelnivå och denna nivå passerades endast för dessa kategorier. Åtgärdskostnaderna stod för ungefär 50 procent av den totala regionala värderingen. I den svenska ExternE-studien beräknades åtgärdskostnader för effekter på ekosystemen på grund av övergödning och försurning.

För SO<sub>2</sub> blir värderingarna för de regionala effekterna negativa för dieseldrivna fordon, vilket beror på hur modellen behandlar bildandet av sekundära föroreningar. Detta resultat pekar på en svaghet i modellen som inte har lyckats fånga verkligheten bättre.

## Åtgärdskostnadsberäkningarna för försurning och övergödning är osäkra

Eftersom åtgärdskostnadsberäkningarna i den svenska ExternE-studien enligt Nerhagen och Johansson inte baseras på de mest aktuella åtgärdskostnaderna, är det osäkert om beräkningarna i ExternE-studien utgör en över- eller undervärdering. Detta skulle behöva undersökas närmare. De stora skillnaderna i värdering jämfört med SPA gör en sådan insats extra angelägen.

## Beräkningarna påverkas av det geografiska läget för utsläppen

Beräkningarna påverkas av det geografiska läget för utsläppen, där både meteorologiska förhållanden och befolkningstäthet spelar roll. Detta gör att beräkningarna från Stockholm, Skellefteå eller den beräknade genomsnittliga tätorten inte direkt går att applicera på andra tätorter. SIKA anser dock att till dess det finns bättre beräkningsunderlag bör dessa estimat användas provisoriskt, eftersom de baseras på gällande internationella kunskapsläge.<sup>15</sup> Under rubriken *Projekt på gång för att utveckla värderingsmetod utifrån ExternE* nedan redovisas en studie som ska föreslå en beräkningsmetod för att möjliggöra beräkningar för olika tätorter i Sverige för vägtrafiken.

---

<sup>15</sup> Dock med vissa justeringar; se SIKA PM 2005:10, *Förslag till reviderade värderingar av utsläpp till luft*.

## Den största skillnaden mellan ASEK och ExternE är troligen den specifika exponeringen

I projektet ingick även att göra en jämförelse mellan ASEK och ExternE. Eftersom det är många faktorer som påverkar kostnaderna i de olika studierna var det inte helt enkelt att jämföra resultaten. Jämförelsen visade att grunden för beräkningarna för utsläpp med lokal påverkan i princip är densamma, men att andra i vissa fall förenklade antaganden användes då ASEK-värdena fastställdes. Den största skillnaden beror troligen på den specifika exponering i tätorter som används i ASEK-värderingarna. Det är betydligt fler personer som exponeras för luftföroreningar i ASEK-beräkningarna. Nerhagen och Johansson konstaterade att formeln inte baseras på de aspekter som de har funnit vara viktiga, nämligen befolkningstäthet, vindhastighet och andra meteorologiska förhållanden.

Nerhagen pekar på några antaganden i olika studier som påverkar resultaten:

- Utsläpp som man räknar effekten för kan skilja sig åt (t.ex. sot, PM<sub>2.5</sub> eller PM<sub>10</sub>).
- Uppmätta eller modellerade halter. Upplösningen i exponeringsberäkningarna skiljer sig också åt. Med modellerade halter går det oftast att ha en högre geografisk upplösning på befolkningstäthet. I ExternE-beräkningarna för Stockholm användes endast ett mått för befolkningstätheten, vilket troligtvis ledde till ett lågt värde för exponeringen.
- Effektberäkningarna görs på befolkningar som skiljer sig åt i åldersfördelning och allmänt hälsotillstånd.

När det gäller de regionala värderingarna blev åtgärdskostnaderna ungefär desamma för ExternE-studien och ASEK, trots att de är framtagna på olika sätt. Totalt är de regionala värderingarna högre i ExternE-studien än i ASEK. I ExternE-studien lade man även till lokal påverkan när man skulle beräkna kostnaden på landsbygd, vilket bidrar till att värderingen för landsbygd blev högre jämfört med ASEK.

## Möjligheterna att generalisera ER-koefficienterna inte helt klarlagda

En slutsats från den EU-finansierade studien UNITE är att det bör vara möjligt att generalisera ER-koefficienterna för Europa.<sup>16</sup> Detta är dock en slutsats som enligt Nerhagen och Johansson kanske inte kommer att hålla till följd av resultat från APHEA2-projektet, som indikerar att effekterna till följd av vissa exponeringar kan vara högre i Stockholm än i andra europeiska städer. Sverige har t.ex. en högre andel astmatiker. Även när det gäller marknära ozon skulle det kunna vara aktuellt att justera de värden som används i Europa eftersom Sverige har längre somrardagar. Dieselpartiklar anses vidare vara mer skadliga än andra partiklar. Sverige med sin låga andel dieslbilar kan då få lägre kostnader för tätortstrafik än andra länder.

---

<sup>16</sup> Van den Bossche M, Certan C, Veldman S, Nash C, Johnson D, Ricci A, Enei R (2003).

## **Beräkningarna ger endast en indikation på kostnaderna för luftkvaliteten**

VTI bjöd in till ett seminarium som avslutning på marginalkostnadstemat den 28 maj 2004. Lena Nerhagen presenterade sina slutsatser av miljödelen av projektet. Hennes slutsatser utöver de redan nämnda var att kostnadsestimaten än så länge endast ger en indikation på verkliga kostnaderna för transporterens påverkan på luftkvaliteten. Att få fram situationsspecifika kostnader för transporterens miljöpåverkan som kan användas i prissättningssammanhang kommer inte att bli vare sig praktiskt eller ekonomiskt möjligt. En angelägen fråga blir enligt Nerhagen därför att diskutera vilken detaljeringsnivå i kostnadsberäkningarna som är önskvärd.

Ytterligare en slutsats som Nerhagen drog var att det inte är korrekt att prata om marginalkostnader i detta sammanhang. Komplexiteten i beräkningarna gör att man aldrig kan fastställa den extra kostnad som ett enskilda fordon genererar i en viss situation. Det man kan beräkna är en form av genomsnitt. Eftersom man brukar anta linjära samband anser SIKA att dessa genomsnittsberäkningar utgör goda approximationer till marginalkostnader så länge dessa antaganden kan anses gälla.



## 4 Trafikslagsspecifika utvecklingsinsatser

### 4.1 Vägtrafiken

#### Stora variationer i utsläppskostnader

Marginalkostnadsberäkningarna avseende vägtrafikens avgasutsläpp år 2000 visade på stora variationer för utsläppskostnader med avseende på fordonstyp, bränsleförbrukning och plats. De nivåer som presenterades ansågs osäkra och sågs enbart som indikativa.

#### Partikelutsläpp från diesel påverkar i hög grad utsläppskostnaden

Vägverket beaktade i redovisningen år 2001 att emissionsfaktorer i tätorter skiljer sig åt beroende på parametrar som befolkningstäthet, trafiktäthet och vägtyp. Syftet var att utvärdera skillnader i emissionsfaktorer mellan olika stora tätorter, samt att diskutera hur emissionsfaktorerna kunde antas variera för olika väg- och gatutyper. Partikelutsläpp till följd av dieselanvändning bedöms i hög grad påverka den marginella utsläppskostnaden.

#### Emissionsfaktorerna är situationsspecifika

Redovisningen från Vägverket för år 2002 syftade till att visa hur man skulle kunna ta fram situationsspecifika emissionsfaktorer som underlag för marginalkostnadsskattningar.<sup>17</sup> Vägverket prövade hur sådana emissionsfaktorer skulle kunna tas fram med hjälp befintliga emissionsdatabaser. Sådana finns för Sveriges större städer och kan redovisa vägtrafikens utsläpp på länknivå uppdelat på olika fordonstyper. En första version av en emissionsdatabas för det statliga vägnätet hade dessutom tagits fram i ett pilotprojekt.

Vägverket visade genom sin undersökning på möjligheterna att med hjälp av befintliga emissionsdatabaser skatta utsläppskostnaderna i tätortsmiljöer på ett mer nyanserat sätt. Vägverket menade dock samtidigt att nuvarande databaser inte är optimalt utformade för ändamålet och diskuterar vad som skulle krävas för att det ska vara möjligt att närma sig mer situationsspecifika skattningar av emissionskostnaderna. Det hävdades bl.a. att det är viktigt att kunna addera kallstarter och avdunstning för varje resa och att fordonstyperna bör åtskiljas bättre. Exempelvis borde olika slag av tunga fordon, som lastbilar med och utan släp, kunna urskiljas, liksom fordon av olika ålder. Vidare framhölls den stora skillnaden mellan bensin-

---

<sup>17</sup> Översyn av förutsättningarna för marginalkostnadsbaserade avgifter i transportsystemet (PM 2003-02-06).

drivna personbilar utan katalysator och nya fordon av bästa miljöklass, liksom den stora skillnaden i emissionsfaktorer mellan hög- och lågtrafikperioder.

SIKA ansåg att en fortsatt utvecklingsinsats i linje med vad Vägverkets utredning föreslog skulle vara värdefull för att få fram mer differentierade skattningar av emissionskostnaderna som underlag för en differentierad emissionsprissättning i tätorter. I praktiken kan det dock inte handla om att ta fram bokstavligt situations-specifika värden. Effektivitetsvinsten av en alltmer nyanserad prissättning av utsläppen kommer att vara avtagande och efter någon punkt mindre än de extra kostnader som krävs för att få fram ett mer detaljerat underlag. Den förväntade samhällsekonomiska effektivitetsvinsten av att införa en mer differentierad emissionsprissättning borde alltså ställas mot kostnaderna för att utveckla emissionsdatabasen.<sup>18</sup>

### **Projekt på gång för att utveckla värderingsmetod utifrån ExternE**

Våren 2004 beviljades Håkan Johansson ett forskningsanslag från Vägverket till ett projekt som ska göra en jämförande studie av olika beräkningar för Stockholm av effekter och kostnader. SIKA är medfinansierare i projektet. Projektet kommer att genomföras av VTI (med Lena Nerhagen projektledare), Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, Umeå universitet (Bertil Forsberg) och SLb Analys (Christer Johansson). Projektet ska vara klart i december 2004.

Den viktigaste prioriteringen i projektet är att få en bra beräkningsgrund för utsläpp av partiklars påverkan på dödligheten, eftersom denna post i hög grad påverkar resultatet.

Eftersom de grövre partiklarna utgör ett så stort bidrag till luftkvaliteten i svenska tätorter avser projektet att även lämna ett förslag på hur dessa partiklar bör behandlas.

Projektet ska dra slutsatser och föreslå en värderingsmetod som utgår från ExternE-metodiken. Metoden ska kunna användas i samhällsekonomiska analyser och marginalkostnadsberäkningar.

## **4.2 Järnvägstrafiken**

Banverket beräknade i redovisningen år 2001 utsläppskostnader för olika diesel-drivna järnvägsfordon. Banverket underströk att det var svårt att identifiera i vilka miljöer den dieseldrivna tågtrafiken faktiskt bedrivs och att man avsåg att genomföra nya beräkningar som beskriver emissionskostnaderna för olika typmiljöer. Beräkningarna skulle därför endast ses som räkneexempel baserade på typvärden från olika fordon, såväl för gods- som persontåg. Bland annat förutsattes en viss fördelning mellan tätort och landsbygd som, om den ändrades, skulle kunna få stor effekt på beräkningsresultatet.

---

<sup>18</sup> SIKA (2003).

Den dieseldrivna trafiken är inte helt kartlagd, varför det är osäkert hur stor andel av utsläppen som uppstår i landbygd respektive tätort. Utifrån en bedömning gjord av Banverket sker alla utsläpp från växlings- och rangeringsarbete i tätortsmiljö. Ungefär 1/3 av utsläppen från motorvagnar (dvs. persontrafiken) bedöms ske i tätortsmiljö och resterande 2/3 i landsbygdsmiljö. Utsläpp från dieseldriven gods- trafik bedöms till 90 procent ske i landsbygdsmiljö och endast till 10 procent i tätortsmiljö. Även i 2001 års redovisning och i Banavgiftsuppdraget (SIKA Rapport 2002:2) framhölls vikten av att identifiera i vilka miljöer den dieseldrivna tåg- trafiken faktiskt bedrivs. Banverket avsåg att genomföra nya beräkningar som beskriver emissionskostnaderna för olika typmiljöer.

De senaste insatserna inom detta område härrör från banavgiftsuppdraget i vilket Banverket lämnade uppdaterade uppgifter angående kostnaderna för diese- emissioner med beaktande av bl.a. dieselflottans sammansättning. Den rapportering som Banverket lämnade till regeringen den 31 oktober 2004 bygger på beräk- ningar från banavgiftsuppdraget.<sup>19</sup> Diskussionerna har istället gällt hur man bör värdera de utsläpp som indirekt orsakas av den eldrivna järnvägstrafiken, bl.a. i det uppdrag som SIKA och Banverket hade gemensamt att se över banavgifterna.

### 4.3 Sjöfarten

#### Sjöfartens marginalkostnader domineras av utsläpp till luft

I redovisningen av sjöfartens miljökostnader år 2000 redovisade Sjöfartsverket beräkningar som Per Kågeson genomfört på uppdrag av Sjöfartsverket och som baserades på ASEK-värderingar.<sup>20</sup> Det framgick av de i Kågesons rapport redo- visade beräkningarna att sjöfartens utsläppskostnader var betydande och att den totala avgiftsrelevanta marginalkostnaden för sjöfarten helt domineras av kost- naderna för sjöfartens utsläpp till luft. I den totala avgiftsrelevanta marginalkost- naden ingår inte samtliga miljöeffekter, t.ex. ingår inte erosion som uppkommer när fartygen trafikerar farleder. Här saknas det underlag för en värdering.

En central fråga vid genomförande av dessa beräkningar var relevansen av de ut- släppsvärderingar som i första hand har varit avsedda att tillämpas i samband med planering och analys av infrastrukturprojekt för väg och järnväg. En invändning mot att direkt tillämpa dessa värden var att skadeverkningarna av utsläppen borde skilja sig beroende på om utsläppen sker över land eller hav.

#### Stora skillnader mellan ASEK och ExterneE

SIKA tog tillsammans med Sjöfartsverket initiativ till en finsk-svensk pilotstudie som genomfördes år 2001, där man jämförde finska ExterneE-baserade värderingar med de svenska ASEK-värderingarna. Resultaten visade på betydande skillnader i marginella och totala utsläppskostnader för svensk sjöfart beroende på värderings- metod och olika avgränsningar. Som ett led i att klarlägga skillnaderna beställde

---

<sup>19</sup> Banverket (2004).

<sup>20</sup> Kågeson P (2000).

Sjöfartsverket och SIKA gemensamt en studie i december 2001, där den i Finland tillämpade ExternE-metoden tillsammans med en avancerad spridningsmodell tillämpades för fartygsrörelser på vissa svenska rutter, respektive för manöver/lastning/lossning i hamn.

### **Sjöfartsstudien – en pilotstudie med ExternE-ansats**

Studien genomfördes av det finska konsultföretaget Electowatt-Ekonomo Oy och slutfördes under våren 2002.<sup>21</sup> Uppdraget var en pilotstudie för att beräkna svenska marginella utsläppskostnader för sjöfarten. I studien genomfördes beräkningar för ett fartyg i fyra farleder och hamnar. De lokala effekterna har beskrivits i detalj, vilket är mycket datakrävande.

För beräkningen av de lokala effekterna användes en detaljerad spridningsmodell som täcker 50 km kring farleden. Modellen användes även till att studera de lokala effekterna kring de studerade hamnarna. När det gäller farleden i öppen sjö användes Ecosense som är en förenklad beräkningsmodell.

I den genomförda studien dominerar de regionala effekterna såväl när det gäller farleder som hamnar. Resultaten pekade på att skillnaderna mellan de marginella utsläppskostnaderna mellan de olika farlederna och mellan olika hamnar är små. Det behöver dock göras ytterligare studier med flera fartygstyper och hastigheter innan det går att göra några generaliseringar av resultaten. Se bilaga 1 för resultat från studien.

### **Olika effekter om utsläppen sker i marknivå eller från en skorsten**

Studien visade att de lokala effekterna, och därmed de lokala skadeverkningarna av en given mängd avgasutsläpp, beror på de närmare omständigheter under vilka utsläppen sker. Den lokala spridningsbilden och därmed de lokala immissionerna skiljer sig t.ex. väsentligt åt beroende på om utsläpp sker vid marknivån eller på högre höjd, t.ex. från en hög skorsten. Värderingen av lokala utsläpp borde därför justeras på ett transparent sätt med hänsyn till dessa förhållanden. Sjöfartsverket planerar att tillsammans med bl.a. SIKA genomföra en studie för att undersöka skorstenshöjdens betydelse för kostnaderna.

### **Försurning och övergödning var inte med i Sjöfartsstudien**

Resultaten visade att de ExternE-baserade värdena för sjöfarten var betydligt lägre än ASEK-värdena och värdena från den svenska ExternE-studien av Nerhagen och Johansson. En förklaring är att Sjöfartsstudien inte inkluderade effekter av försurning och övergödning i de ExternE-baserade marginalkostnaderna. Sjöfartsverket var medvetet om denna brist och skrev i sin delrapportering att det var angeläget att undersöka hur den bäst kunde rättas till.

---

<sup>21</sup> Häme Koski, K, Tervonen J, Otterström T, Anton P (2002).

## **Arbete med att utveckla skadekostnader i anlöpsfarleder och hamnar**

Huvuddelen av arbetsinsatsen under 2002 ägnades därefter åt att utveckla systemet för att beräkna sjöfartens utsläpp till luft och därmed sammanhängande skadekostnader i anlöpsfarleder och hamnar. Beräkningssystemet avgränsades till att gälla territorialvatten och svenskt inre vatten. Syftet var att assistera Näringsdepartementets utredningsman i den då pågående utredningen om sjöfartsavgifter.

## **Stora individuella variationer mellan fartyg och farleder**

Sjöfartsverket poängterade att de senaste årens forsknings- och utvecklingsarbete har visat på grundläggande problem med tidigare beräkningar av utsläppskostnaderna. För det första har såväl den totala som den fartygsvisa skadekostnaden för sjöfartens utsläpp till luft visat sig vara beroende av vilken områdesavgränsning som väljs. För det andra har den ovannämnda upphandlade studien visat att utsläppens spridningsbild och därmed skadekostnaden är beroende av utsläppskällans egenskaper. Sjöfartsverket betonade också att de stora individuella variationerna mellan fartyg och farleder gör att prissättningen borde stödjas av disaggregerade beräkningar.

Sjöfartsverket redovisade även sådana differentierade beräkningar av utsläppskostnaderna i sin redovisning av arbetet med marginalkostnader i december 2002. Två konsultföretag fick i uppdrag av Sjöfartsverket att ta fram detaljerade utsläppsberäkningar, och resultatet av beräkningarna redovisades i Sjöfartsverkets rapport i sammanfattande form. Konsultföretagens rapport ingår som bilaga till Sjöfartsverkets rapport. Sjöfartsverket redovisade utsläppskostnaden fördelad på olika fartygstyper. Färjorna svarar ensamma för hela två tredjedelar av den totala kostnaden för utsläpp på svenskt territorialvatten.

## **4.4 Luftfarten**

### **Utsläppskostnaderna under flygning är betydande**

År 2001 redovisade Luftfartsverket på SIKAs initiativ beräkningar på utsläppskostnader per flygning för olika flygplan och för dem typiska flygsträckor. Beräkningarna omfattade utsläppens regionala effekter och utgick från ASEK-värderingarna för NO<sub>x</sub> och kolväten. Dessutom räknade man på två fall för koldioxidutsläppen. Beräkningarna indikerade att flygets utsläppskostnad var betydande totalt sett och att dess storlek framför allt berodde på kostnaderna för koldioxidutsläppen. Även kväveoxider bidrog till flygets utsläppskostnader, fastän i betydligt lägre grad än koldioxid, medan utsläppen av kolväten var av ringa betydelse i sammanhanget. Kostnaderna under flygning var normalt betydligt större än de kostnader som uppträder i start- och landningsfasen. LTO-andelen låg mellan 14 och 22 procent på korta distanser, undantaget de allra kortaste flygningarna med Cessna Citation, och på mellan 10 och 14 procent på medeldistans. För interkontinentalt flyg svarade LTO-fasen för bara två procent av de totala utsläppen under flygningen.

## Luftfartsstudien – en pilotstudie med ExternE-ansats

SIKA ansåg att det var angeläget att kraftigt söka förbättra underlaget beträffande flygets utsläppskostnader och att det borde ske genom att tillämpa ExternE-ansatsen. Detta ledde till att Luftfartsverket och SIKA hösten 2002 gav samma finska konsult som i Sjöfartsstudien i uppdrag att studera de lokala, regionala och globala miljöeffekterna av avgasutsläpp från flygtrafik i samband med start och landning (LTO-cykeln). Resultaten redovisades under 2003.

Västerås flygplats valdes som studieobjekt. I studien ingick en simulerad flygning med den flygplanstyp som Ryanair använder (Boeing 737-800) vid Västerås flygplats.

För de lokala effekterna användes detaljerade spridningsberäkningar, vilka resulterade i kartor över de olika föroreningarnas koncentrationer i flygplatsens närområde. Kartorna kopplades sedan mot befolkningskartor. Därefter användes de ER-samband som rekommenderades av ExternE (Friedrich & Bickel, 2001).

I beräkningarna av de regionala kostnaderna användes värderingar från UNITE och BeTa-studien. UNITE-värderingarna avsåg utsläpp i södra Finland, medan BeTa-värdena var specifika för Sverige. UNITE-värderingarna var något lägre än BeTa-värdena, vilket bl.a. förklaras av att befolkningstätheten inte är lika hög i södra Finland som i Sverige. Se bilaga 1 för resultat från studien.

Luftfartsverket skrev i sin delredovisning angående marginalkostnader i april 2003 att de förväntade sig att bättre emissionsdata för partiklar kommer att bli tillgängliga inom de närmaste åren, som resultat av pågående forskningsprojekt.<sup>22</sup>

## Förhållandet mellan faktiska och antagna flygvägar

SIKA uppdrog år 2002 åt Arne Karyd, Booz Allen Hamilton AB, att utreda förhållandet mellan faktiska och antagna flygvägar för flygtrafiken i svenskt luftrum. Kunskap om faktiska flygvägar, inklusive in- och utflygningsvägar till och från flygplatserna, bedömdes av SIKA som angeläget för att bestämma storleken på miljöavgifter avsedda att spegla flygets miljökostnader. I projektet skulle Karyd gå igenom in- och utflygningsvägarna på inrikeslinjerna från Bromma och Arlanda. Tanken var att det ska vara möjligt att räkna fram genomsnittsförlängningar och verklig längd på alla studerade linjer.

Längden på inrikes flygning till och från Arlanda eller Bromma bör enligt Karyd i första hand hämtas från de beräkningar för respektive destination som han presenterar i bilaga 3 i sin rapport.<sup>23</sup> I andra hand bör längden beräknas som direktavståndet plus ett schablontillägg på 40 km. Tvärlinjer, dvs. linjer som inte går till Arlanda eller Bromma, bör längdberäknas från fall till fall. Ett tillägg på 40 km kan användas som en approximation. Tilläggen bör göras i kilometer och inte i procent av flygsträckan, eftersom det inte finns något samband mellan flygsträckans längd och längden på in- och utflygningsvägarna. Approximationen på 40 km

<sup>22</sup> Luftfartsverket (2003).

<sup>23</sup> Karyd (2003).

kan även användas för utrikestrafik till och från Danmark, Finland och Norge. För övriga utrikes resor kan bara ett tillägg för start på 14 km användas. Stora internationella flygplatser har långa och omständliga in- och utflygningsprocedurer som gör att tillägget måste beräknas separat för varje flygplats. Den del av en utrikes flygning som sker i svenskt luftrum kan med acceptabel precision längdberäknas som ett direktavstånd mellan inträdespunkt och flygning plus 25 km för inkommande trafik och 15 km för startande trafik.

Karyd pekade även på några punkter där han såg ytterligare utredningsbehov:

- Undersöka antagandet om att flygningen mellan flygplatser sker i en rak linje.
- Omfattningen av icke-linjära väntlägen är inte känd.
- Taxning av flygplan före start och efter landning borde beräknas med avseende på konsekvenser för kostnader och utsläpp.

SIKA har inte närmare granskat resultaten.

### **Kondensstrimmor från flygtrafiken påverkar klimatet**

Flyg på hög höjd ger upphov till kondensstrimmor som påverkar klimatet. Förutom den direkta klimateffekten av kondensstrimmor kan de ge upphov till cirrusmoln, som i sin tur påverkar klimatet. Även dessa effekter bör tas med i marginalkostnadsberäkningarna.

IVL har på uppdrag av SIKA och Luftfartsverket genomfört en översyn av vilken påverkan kondensstrimmor har på klimatet. I IVL:s rapport<sup>24</sup> sammanställs de forskningsresultat som kommit fram sedan IPCC:s rapport 1999<sup>25</sup>. IVL:s översyn pekade på att klimatpåverkan av kondensstrimmor i Västeuropa borde revideras ned med en faktor tio, jämfört med resultaten i IPCC:s rapport. Enligt IVL antyder den bästa globala uppskattningen att utbredningen av cirrusmoln är tre gånger större jämfört med kondensstrimmor. Studierna tillåter inte någon uppskattning av förhållandena för Sverige, eftersom upplösningen i observationer och modeller är för grov. Det pågår ett svenskt projekt, FLYKLIM, där en klimatmodell utnyttjas som ger en bättre upplösning i studien av kondensstrimmors effekter.

### **Insatser för att få med flygets undervägsutsläpp**

Eftersom merparten av utsläppen uppkommer utanför LTO-cykeln borde även effekter av dessa utsläpp komma med i värderingarna. Luftfartsverket koncentrerar sig på att utveckla värderingen av kväveoxidutsläpp, exklusive klimatpåverkan. Vid ett expertseminarium som Luftfartsverket anordnade i oktober 2003 diskuterades hur man skulle kunna utveckla distansrelaterade avgifter. Deltagarna vid seminariet kom från SMHI, IVL Svenska miljöinstitutet och Institutet för Tillämpad miljöforskning (ITM) vid Stockholms universitet.

---

<sup>24</sup> Lindskog A, Moldanová J (2003).

<sup>25</sup> IPCC (1999).

Det förordades att hela flygningar borde beaktas och inte en utvidgad LTO-cykel. NO<sub>x</sub>-utsläppens miljöeffekter uppkommer framför allt regionalt genom nedfall av försurande ämnen och av partiklar. En högre utsläppshöjd innebär att samma miljöeffekt späds ut genom spridning på ett större område. Denna större spridning betyder delvis andra receptorer och andra halter, vilket skulle kunna motivera olika värderingar för olika höjder.

Luftfartsverket och SIKA har tillsammans uppdragit åt SMHI att genomföra en studie för att utreda hur kväveoxidutsläppens miljöeffekter beror på utsläppshöjden. Resultaten från detta arbete visar på att det framför allt är de marknära utsläppen av kväveoxider som påverkar koncentrationerna av kvävedioxid.<sup>26</sup> Anledningen till detta är främst att kväveoxiderna är så kortlivade att den kemiska transformationen i stor utsträckning går snabbare än den vertikala transporten. De sekundärt bildade partiklarna är kemiskt stabila och kan transporteras långa sträckor och påverka miljön långt från utsläppskällan. Det ekonomiska värderingssteget ingick inte i studien. Under hösten 2004 har SIKA och Luftfartsverket givit SMHI i uppdrag att genomföra en första översiktlig värdering av NO<sub>x</sub>-utsläppen i svenskt luftrum. Uppdraget ska redovisas under våren 2005.

---

<sup>26</sup>Langner J och Bergström R (SMHI), Modanová J (IVL), Näs A och Hasselrot A (FOI) (2004).



## 5 Sammanfattning av kunskapsläget

Under de senaste åren har flera insatser genomförts för att förbättra värderingarna av luftföroreningar från transportsektorn, såväl nationellt som internationellt. Denna promemoria har framför allt belyst de svenska utvecklingsinsatserna. Dessa har dock utnyttjat resultat som kommit fram genom de insatser som gjorts internationellt och då framför allt inom ExternE.

### Det är framför allt hälsoeffekter som värderas

Det som primärt värderas i såväl ASEK, ExternE som BeTa är hälsoeffekterna, men till viss del även nedsmutsning, nedbrytning av material och vissa effekter på ekosystemet (effekter på produktionen av grödor). I ASEK, den svenska ExternE-studien och i NewExt värderas även effekter på ekosystemen på grund av försurning och övergödning.

Vilka utsläpp som ingår och vilka som värderas lokalt och regionalt skiljer sig åt mellan de olika studierna, se tabell 1. Till exempel värderas partiklarnas effekter även på regional nivå i ExternE och i Beta-studien, till skillnad från i ASEK. I ASEK värderas  $\text{NO}_x$  och VOC på lokal nivå, men inte i ExternE och i BeTa-studien.

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

	ASEK	ExternE	BeTa
VOC	L, R	R	R
$\text{NO}_x$	L, R	R	R
$\text{SO}_2$	L, R	L, R	L, R
$\text{PM}_{2.5}$	L	L, R	L, R
CO	--	L	--
PAH	--	L	--

L = lokalt, R = regionalt

### *Reviderad rekommendationen till ER-koefficient för långtidseffekten av partiklar på dödligheten*

Av stor betydelse för värderingen av vägtransporternas avgasutsläpp är hur risken för förtida död på grund av avgaspartiklar beräknas. I ASEK sattes ER-koefficienten (effektresponskoefficienten) för långtidseffekten av partiklar på dödligheten till en ökad mortalitet på 0,57 procent per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2.5}$ . Denna rekommendation från Leksell (1999) baserades på en s.k. precisionsviktning av Bellander m.fl. (1999) och som i sin tur utgick från tre amerikanska långtidsstudier. ExternE:s rekommendation var under denna period 0,643 procent per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2.5}$ .

I de ExternE-rekommendationer som kom 2001 minskades denna siffra med en tredjedel, dvs. till 0,241 procent per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .<sup>27</sup> Enligt Bertil Forsberg har det inte funnits någon vetenskaplig grund för denna nedskrivning. Efteranalyser av Pope et al. (2002) bekräftar att det inte var korrekt att minska ER-koefficienten från studien, som baserades på en kohort som skapats av American Cancer Society (ACS), och man har inom ExternE därför dragit tillbaka sin tidigare rekommendation. 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  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). För PM2.5 finns nu även preliminära resultat baserade på bättre geografisk upplösning av haltdata för personerna inom ACS-studiens boende i Los Angeles county. Det visar sig att med en bättre upplösning 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 idag. Det bör dock även göras känslighetsanalyser med ER-koefficienten 1,7 procent per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .*

### **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 i sin tur kommer från betalningsviljestudier avseende förändrade risker som man utsätter sig för i vägtrafiken. Enligt Jones-Lee et al (1998) finns det bevis som pekar på att betalningsviljan för att slippa mortalitetsrisker som uppstår på grund av luftföroreningar är högre än betalningsviljan för att slippa risken att dö i trafikolyckor.<sup>28</sup> I UNITE rekommenderar man därför att sammanhangsfaktorn (kontextfaktorn) två ska användas för att ta hänsyn till denna skillnad i risk.<sup>29</sup> 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 tillräcklig 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 betalningsviljestudier direkt inriktade på effekter av utsläppen.*

### **Värderingar av barns hälsoeffekter behöver utvecklas**

I stort sett saknas det värderingar av barns hälsoeffekter. SIKA instämmer med de slutsatser som kom fram inom den workshopserie som hölls inom ramen för UNECE/WHO om att barns hälsoeffekter bör värderas och då särskilt risken för ökad dödlighet. Till dess att det finns särskilda effektsamband för barn bör man använda samma ER-koefficienter som för vuxna. Eftersom barn är känsligare än

<sup>27</sup> Friedrich R, Bickel P (2001).

<sup>28</sup> Jones-Lee M, Loomes G, Rowlatte P, Spackman M & Jones S (1998).

<sup>29</sup> Nelltorp J, Sansom T, Bickel P, Doll C, Lindberg G (2001).

vuxna ansågs det vid UNECE/WHO:s workshopserie att de vuxnas ER-koefficienter utgör en nedre gräns. I ExternE finns ett fåtal ER-samband som rör barn, men troligen saknas värderingar för flera effekter. Detta skulle dock behöva utredas närmare för att man ska se hur stort problemet är.

### **Osäkerhet om orsakssamband**

Det råder osäkerhet kring orsakssamband mellan olika utsläpp och hälsoeffekter. Bertil Forsberg fick därför år 2002 i uppdrag att se över valet av indikatorämne. Även om vissa frågetecken rätades ut återstår det fortfarande en del oklarheter. Bortsett från att det är viktigt att ha kunskap om vilka ämnen som ger upphov till negativa effekter och därmed bör värderas, måste det också finnas relevanta effektsamband.

För värderingen av de lokala hälsoeffekterna av kväveoxider var bedömningen i senaste ASEK-översynen att det krävdes ytterligare insatser för att kunna ta ställning till hur dessa effekter skulle kunna värderas. Eftersom det sedan visade sig att de halter som uppmäts av NO<sub>2</sub> i Sverige sannolikt inte ger så stora hälsoeffekter i sig, såg SIKA det inte längre som prioriterat att få fram någon lokal NO<sub>x</sub>-värdering, utan ansåg att man tillsvidare kan bortse från en sådan. Inte heller inom ExternE eller i BeTa-studien värderas de lokala hälsoeffekterna av NO<sub>x</sub>, p.g.a. risken för dubbelräkning.

Bertil Forsberg kommer att på uppdrag av SIKA redovisa kunskapsläget och peka på vilka föroreningar vi borde värdera när det gäller hälsoeffekter, vilka vetenskapliga underlag som redan finns för att värdera de effekter som är viktiga och hur vi bör lösa frågor kring bristande effektsamband på kort och lång sikt.

### **Icke avgasrelaterade partiklar bedöms få hälsoeffekter**

Grövre partiklar till följd av slitage och sandning utgör ett stort bidrag till luftföroreningshalterna i svenska tätorter. Det är inte helt klarlagt hur farliga de grövre partiklarna är. Det är troligt att även de grövre partiklarna är skadliga för hälsan, men att de påverkar på annat sätt än avgaspartiklarna som är mindre. Det uppdrag som TFK fick i samband med ASEK-översynen 2002 att se om det var möjligt att ta fram en värdering av icke avgasrelaterade partiklar ledde inte fram till någon värdering, eftersom det saknades exponeringsresponsfunktioner för grova partiklar. I det uppdrag som Lena Nerhagen, Christer Johansson och Bertil Forsberg har att ta fram en värderingsmetod för luftföroreningar kommer de även att se på hur de grövre partiklarna bör behandlas i kostnadsberäkningar.

### **Effekter på material värderas i högre grad i ExternE än i ASEK**

I ASEK värderades nedsmutsning på grund av partikelutsläpp, men inte korrosion som orsakas av partiklar, kväveoxider och svaveldioxid. I ExternE värderas en del effekter på material som orsakas av försurning. Det finns effektsamband för flera material. Det saknas dock värderingar av de direkta effekterna på material på grund av svaveldioxidutsläpp på lokal nivå. Dessutom saknas det fortfarande värderingar för gamla kulturbyggnader som skulle kunna betinga en högre värdering. SIKA ser det dock inte som prioriterat att starta några särskilda projekt

på området, utan avvaktar för att se om det kommer några värderingar inom ExternE.

### **Effekter på skördar värderas delvis**

I ASEK ansågs effekter på skördar ingå i de regionala åtgärdskostnaderna. Inom ExternE värderas åtminstone delvis effekter på skördar med effektkedjeansatsen. De effekter som värderas är:

- Förändringar på skördar (svaveldioxid).
- Skördeförluster (ozon).
- Ökat behov av kalkning (NH<sub>3</sub>).
- Effekter på gödning (kväve och svavel).

### **Effekter på ekosystemen värderas med åtgärdskostnader**

När det gäller ekosystemen finns det inga effektsamband. I ASEK utgick man från en åtgärdskostnadsansats för att värdera de regionala effekterna, som då fick anses avse samtliga regionala effekter (både hälso- och miljöeffekter). Inom ExternE var linjen tidigare att man endast skulle värdera de effekter som gick att värdera med Impact Pathway Approach (IPA). Nu har man i ExternE-sammanhang börjat använda sig av åtgärdskostnader som komplement till IPA.

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.<sup>30</sup> I studien pekades på de stora osäkerheterna i resultaten, då 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. Det är primärt de södra och mellersta delarna av Sverige som är drabbat av försurning och övergödning och 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 verkar rimligt.

Inom det EU-finansierade projektet NewExt har man beräknat åtgärdskostnaderna med hjälp av Standard Price Approach (SPA).<sup>31</sup> I NewExt utgår man från de kritiska 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 förhandlingslösningar. Kostnaden som speglade Göteborgsprotokollet beräknades till ungefär 100 €/ha och år. Kostnadsberäkningar som låg över detta estimat avsåg förhandlingslösningar som man inte kom

<sup>30</sup> Nerhagen L, Johansson H (2003b). Bickel P, Schmid S, Friedrich R (2002).

<sup>31</sup> Vermoote S, De Nocker L (2003).

överens om och ansågs därför inte spegla den ”samhälleliga betalningsviljan”. Vermoote och DeNocker 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.

*För de regionala åtgärdskostnaderna föreslår SIKA att man till vidare 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.*

### **Fortsatt behov att differentiera utsläppskostnaderna från vägtrafiken**

Vägverket har visat på möjligheterna att med hjälp av emissionsdatabaser skatta utsläppskostnaderna i tätorter på ett mer nyanserat sätt. SIKA anser att en fortsatt utvecklingsinsats på området vore värdefull. Det är dock viktigt att väga nyttan av mer nyanserade värderingar mot de extra kostnader som krävs för att få fram ett mer detaljerat underlag.

### **Skorstenens höjd på fartyg kan ha betydelse för de lokala effekterna**

Sjöfartsstudien visade att de lokala effekterna, och därmed de lokala skadeverkningsarna av en given mängd avgasutsläpp, beror på de närmare omständigheter under vilka utsläppen sker, t.ex. om utsläppen sker i marknivå eller från en skorsten. Sjöfartsverket planerar därför att genomföra en studie för att undersöka skorstenhöjdens betydelse för kostnadsberäkningarna.

### **Behov av ytterligare insatser för att värdera undervägsutsläpp**

Eftersom större delen av flygets utsläpp uppkommer utanför LTO-cykeln borde även effekter av dessa utsläpp komma med i värderingarna. Under 2003 och 2004 har SMHI på uppdrag av Luftfartsverket och SIKA genomfört en studie för att utreda hur kväveoxidutsläppens miljöeffekter påverkas av utsläppshöjden. Resultaten från studien visade att det framför allt är de marknära utsläppen av kväveoxider som påverkar koncentrationerna av kvävedioxid. De sekundärt bildade partiklarna är däremot kemiskt stabila och kan transporteras långa sträckor och därmed påverka miljön långt från utsläppskällan. Det ekonomiska värderingssteget ingick inte i studien. SIKA och Luftfartsverket har under hösten 2004 givit SMHI i uppdrag att genomföra en första översiktlig värdering av NO<sub>x</sub>-utsläppen i svenskt luftrum. Uppdraget ska redovisas under våren 2005.

### **Viktigt att få fram generaliserbara värderingar**

Samtidigt som vi diskuterar att göra alltmer differentierade värderingar för att fånga de verkliga marginalkostnaderna på ett så bra sätt som möjligt är det dock

viktigt att inse att det skulle bli allt för kostsamt att göra helt situationsspecifika värderingar av utsläppen från transportsektorn.

En av uppgifterna inom det EU-finansierade UNITE-projektet var att se om det gick att generalisera kostnadsberäkningarna för att det skulle bli möjligt att praktiskt implementera marginalkostnadsbaserade avgifter. En av slutsatserna var att det ännu inte går att generalisera kostnaderna, utan att det krävs ytterligare utvecklingsinsatser. Inte heller den svenska ExternE-studien kom fram till några generaliserbara resultat, utan pekade på problemen med att effekterna av luftföroreningarna är situationsspecifika.

En slutsats från Nerhagen och Johansson var att för de föroreningar som reagerar med andra ämnen bör man inte basera prissättningen på en enhetlig kostnad per kilo, vilket är fallet i dag. Vi behöver därför fundera ytterligare på hur vi kan hitta en rimlig avvägning mellan differentierade värden och schablonvärden.

Även om det inte har varit möjligt att komma fram till ett sätt att generalisera kostnadsberäkningarna inom EU eller i Sverige, ser SIKA det som angeläget att få fram en metod för detta. Det skulle bli alldeles för resurskrävande att göra beräkningar för varje tillfälle. För vissa större projekt kan det vara motiverat att göra särskilda ExternE-studier, men i flertalet fall borde det vara tillräckligt med beräkningar utifrån någon mer generell metod, som dock utgår från ExternE. SIKA är därför med och finansierar ett projekt med Vägverket för att komma fram till en beräkningsmetod för att genomföra utsläppskostnadsberäkningar för olika tätorter baserat på ExternE. Projektet ska vara klart i slutet på december 2004.

### **Möjligt att föreslå nya provisoriska värderingar**

Vid genomförande av större projekt kan det finnas skäl att genomföra särskilda studier, eftersom utsläppskostnaderna kan vara mycket situationsberoende (befolkningstäthet, geografiskt läge, meteorologiska förhållanden etc. påverkar resultaten). För övriga fall bör schablonvärden kunna användas såväl i kostnadsnyttoanalyser som vid marginalkostnadsberäkningar. Det skulle bli alltför resurskrävande att genomföra nya studier för varje projekt eller åtgärd. Utifrån de utvecklingsinsatser som har genomförts de senaste åren föreslår SIKA reviderade marginalkostnader, i SIKA PM 2005:10, *Förslag till reviderade värderingar av trafikens avgasutsläpp*. Dessa värden ska dock ses som *provisoriska* och kan komma att utvecklas ytterligare under 2005.

## Bilaga 1 – Sammanställning av resultat från ASEK, den svenska ExternE-studien, Sjöfartsstudien och Luftfartsstudien

### ASEK

Tabell 1. Rekommenderad värdering av utsläppens regionala effekter uttryckt i kronor per kg. 2001 års prisnivå. Källa: SIKAs Rapport 2002:4.

	Värdering kr/kg
NO <sub>x</sub>	62
SO <sub>2</sub>	21
VOC	31

Tabell 2. Rekommenderad värdering av utsläppens lokala effekter uttryckt i kr per exponeringsenhet. Prisnivå 2001. Källa: SIKAs Rapport 2002:4.

	Värdering Kr/exp.enhet
Partiklar	426
VOC	2,5
SO <sub>2</sub>	12,5
NO <sub>x</sub>	1,5

För att beräkna de lokala effekternas värderingar uttryckt i kronor per kg utsläpp används antingen resultatet från SHAPE-projektet (Stockholmsområdet och Södertälje) eller följande formel:

$$\text{Värdering/kg} = 0,029 * F_v * \sqrt{B} * \text{Värdering/exponeringsenhet}$$

F<sub>v</sub> = Ventilationsfaktor (beroende på ventilationszon, Se figur 8.1 i SIKAs Rapport 2002:4)

B = Befolkningens storlek

**Tabell 3. Rekommenderad värdering av utsläppens lokala effekter uttryckt i kronor per kg för ett antal tätorter. 2001 års prisnivå.**

	Befolkning	Ventilations- faktor	Värdering av utsläppens lokala effekter kr/kg			
			Partiklar	VOC	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>
Stockholms innerstad		SHAPE	9 500	56	275	30
Stockholms ytterstad		SHAPE	6 000	35	175	saknar uppgift
Stor-Stockholm yttre		SHAPE	2 400	14	75	saknar uppgift
Uppsala	120 000	1,0	4 275	25	125	15
Falun	36 000	1,4	3 278	19	96	11
Södertälje	57 000	1,0	2 946	18	86	10
Laholm	5 600	1,0	924	5	28	4

## BeTa-studien

**Tabell 4. Värdering av utsläppens effekter på landsbygd och tätort i Sverige i kronor per kg uttryckt i 2000 års priser. Källa: Holland et al (2002).**

	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	PM2.5	VOC
Landsbygd	15	23	15	6
Tätort				
100 000 invånare	54	--	297	--
500 000 invånare	270	--	1485	--
1 000 000 invånare	405	--	2228	--

**Tabell 5. Utsläpp på öppet hav i kronor per kg uttryckt i 2000 års priser. Baserat på resultaten för landsbygd för de länder som ligger kring Östersjön. Källa: Holland et al (2002).**

	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	PM2.5	VOC
Östersjön	14	19	22	9

## NewExt (Åtgärds kostnader med Standard Price Approach)

**Tabell 6. Svenska åtgärds kostnader för påverkan av svaveldioxid (försurning) och NO<sub>x</sub> (försurning och övergödning) på ekosystemen uttryckt i kronor/kg år 2000. Källa: Vermoote & De Nocker (2003).**

	Kronor/kg
Svaveldioxid	5,0
NO <sub>x</sub>	5,3



## Svenska ExternE-studien

Resultaten som redovisas nedan baseras på de antaganden som gjordes i studien. I det förslag som SIKA föreslår har värderingarna justerats med avseende på ER-koefficienten för den långsiktiga effekten på dödligheten av partiklar och valet av sammanhangsfaktor. Dessutom har värdena justerats för att ta hänsyn till att exponeringen undervärderades i ExternE-studien.

**Tabell 7. Utsläppskostnader för personbil, lastbil, buss och MC för tätorter och landsbygd uttryckt i kronor per kg. 2000 års prisnivå.**

	<i>Lokala kostnader</i>	<i>Regionala skadekostnader</i>	<i>Regionala åtgärds-kostnader</i>	<i>Totalt (exkl. CO<sub>2</sub>)</i>
<i>Tätort</i>				
Personbil, diesel	0,04	0,05	0,04	0,13
Personbil, bensin	0,01	0,04	0,05	0,10
Lastbil >3,5 ton	0,12	0,29	0,51	0,92
Buss	0,11	0,30	0,28	0,69
Motorcykel, moped	0,03	0,04	0	0,07
<i>Landsbygd</i>				
Personbil, diesel	0,01	0,24	0,02	0,27
Personbil, bensin	0,00	0,38	0,07	0,45
Lastbil >3,5 ton	0,03	2,26	0,31	2,60
Buss	0,02	1,41	0,13	1,56
Motorcykel, moped	0,01	0,32	0	0,33

**Tabell 8. Utsläppskostnader för dieseldrivna tåg, SEK/liter. 2000 års prisnivå.**

	<i>Lokala kostnader</i>	<i>Regionala skadekostnader</i>	<i>Regionala åtgärds-kostnader</i>	<i>Totalt (exkl. CO<sub>2</sub>)</i>
<i>Persontåg</i>	0,14	1,33	0,67	2,14
<i>Godståg</i>	0,10	1,19	3,45	4,74

**Tabell 9. Utsläppskostnader för dieseldrivna tåg, SEK/tågakilometer. 2000 års prisnivå.**

	<i>Lokala kostnader</i>	<i>Regionala skadekostnader</i>	<i>Regionala åtgärds-kostnader</i>	<i>Totalt (exkl. CO<sub>2</sub>)</i>
<i>Persontåg</i>	0,18	1,68	0,84	2,52
<i>Godståg</i>	0,52	6,17	1,79	8,48

**Tabell 10. Lokala utsläppskostnader för sjöfarten på öppet hav, miljoner SEK. 2000 års prisnivå.**

	<i>SO<sub>2</sub></i>	<i>Totalt lokala kostnader</i>
<i>Sjöfarten, öppet hav</i>	1,5	1,5

**Tabell 11. Regionala utsläppskostnader för sjöfarten på öppet hav, miljoner SEK. 2000 års prisnivå.**

	Ozon	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	Försurat nedfall	Summa
Skadekostn	162	266	2	13	443
Åtg.kostn.	--	443	--	240	683
	162	709	2	253	1126

**Tabell 12. Utsläppskostnader för NO<sub>x</sub> för sjöfarten på öppet hav, mätt i kronor per kg. 2000 års prisnivå.**

	Lokalt	Regionala skadekostnader	Regionala åtgärds-kostnader
NO <sub>x</sub>	--	14	23
SO <sub>2</sub>	3,9528	7	--

Dessutom har det beräknats åtgärds-kostnader för försurat nedfall. För denna försurningseffekt har det dock inte beräknats några kronor per kg-värden, eftersom effekterna blir beroende av reaktioner med andra ämnen såsom sulfater som bildas regionalt av svaveldioxidutsläpp.

**Tabell 13. Utsläppskostnader för luftfartens LTO-cykel, miljoner SEK. 2000 års prisnivå.**

	Lokala kostnader	Regionala skadekostnader	Regionala åtgärds-kostnader (NO <sub>2</sub> )	Totalt (exkl. CO <sub>2</sub> )
Flyg, LTO-cykeln	1	30	63	94

**Tabell 14. Lokala emissionskostnader för luftfartens LTO-cykel, miljoner SEK. 2000 års prisnivå.**

	SO <sub>2</sub>	CO	Bensen	1,3-Butadiene	Totalt lokala kostnader
LFV:s flygplatser	0,864	0,003	0,007	0,216	1
Arlanda	0,54	0,001	0,005	0,108	0,65

**Tabell 15. Regionala skadekostnadsberäkningar för luftfartens LTO-cykel, miljoner SEK. 2000 års prisnivå.**

	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	Försurat nedfall	Bränsleprod.	Totalt regionala skadekostnader
LFV:s flygplatser	10	14	1	1	3	30
Arlanda	5	8	1	0	2	16
Skellefteå flygplats	0,1	0	0	0	0	0,1

I summan för de regionala skadekostnaderna på 30 respektive 16 miljoner kronor ingår också kostnader för effekter p.g.a. utsläpp av koloxid, bensen och 1,3-

butadiene, men eftersom dessa utgör så pass små belopp har de inte särredovisats i tabellen.

**Tabell 16. Utsläppskostnader för NO<sub>2</sub> för luftfartens LTO-cykel, mätt i kronor per kg. 2000 års prisnivå.**

	<i>Lokalt</i>	<i>Regionala skadekostn.</i>	<i>Regionala åtg.kostn.</i>
<i>Sverige</i>	--	14,09	61,06
<i>Stockholm</i>	--	13,63	99,34
<i>Skellefteå</i>	--	4,45	3,83

**Tabell 17. Utsläppskostnader för SO<sub>2</sub> för luftfartens LTO-cykel mätt i kronor per kg. 2000 års prisnivå.**

	<i>Lokalt</i>	<i>Regionala skadekostn.</i>	<i>Regionala åtg.kostn.</i>
<i>Sverige</i>	9,07	11,24	--
<i>Stockholm</i>	10,51	11,79	--
<i>Skellefteå</i>	4,40	3,83	--

## Sjöfartsstudien

Resultaten som redovisas nedan baseras på de antaganden som gjordes i studien. I det förslag som SIKA föreslår har värderingarna justerats med avseende på ER-koefficienten för den långsiktiga effekten på dödligheten av partiklar och valet av sammanhangsfaktor. Dessutom har värdena justerats för att ta hänsyn till att exponeringen undervärderades i ExternE-studien.

**Tabell 18. Summering av emissionskostnader för farleder och hamnar, SEK (2000 års prisnivå).**

	<i>Lokala effekter</i>	<i>Regionala effekter</i>	<i>Totalt</i>
<i>Farled (SEK/km)</i>			
Helsingborg	3,83	116,29	120,12
Göteborg	8,09	113,74	121,83
Stockholm	4,36	98,76	103,12
<i>Hamn (SEK/kajplats, 24 tim)</i>			
Helsingborg	370	14797	15167
Göteborg	991	14797	15788
Stockholm	1279	14797	16076

**Tabell 19. Utsläppsvärden för fartyg i hamn, kr/kg. Lokala värden motsvarar nivån för Uppsala. Källa: Hämekoski et al. (2002).**

	Regionalt	Lokalt
NO <sub>x</sub>	14	0
CO	0,05	0
VOC	2,1	0,04
PM	25,3	26,6
SO <sub>2</sub>	7,4	0,07

**Tabell 20. Beräknade utsläppskostnader i kronor per kilo, enligt sjöfartsstudien vid gång i farled (Stockholmsfarleden), samt värden enligt ASEK och BeTa-studien. Källa: Hämekoski et al (2002), SIKA (2002) och Holland et al (2002).**

	Sjöfartsstudien	ASEK	BeTa-studien
NO <sub>x</sub>	13,9	62	23
CO	0,05	0	-
VOC	2,13	31	6
PM	48	0	15
SO <sub>2</sub>	7,4	21	15

## Luffartsstudien (Västerås-studien)

Resultaten som redovisas nedan baseras på de antaganden som gjordes i studien. I det förslag som SIKA föreslår har värderingarna justerats med avseende på ER-koefficienten för den långsiktiga effekten på dödligheten av partiklar och valet av sammanhangsfaktor. Dessutom har värdena justerats för att ta hänsyn till att exponeringen undervärderades i ExternE-studien.

**Tabell 21. Kostnader för en LTO-cykel, SEK. De regionala värderingarna bygger på UNITE-studiens resultat för Finland.**

	CO	HC	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	PM2.5	Totalt
Lokalt	1,0	-	-	1	59	61
Regionalt	-	0,5	112	4,1	14	130,6
Totalt	1,0	0,5	112	5,1	73	191,6

**Tabell 22. Kostnader för en LTO-cykel, SEK. De regionala värderingarna bygger på BeTa-studiens resultat.**

	CO	HC	NO <sub>x</sub>	SO <sub>2</sub>	PM2.5	Totalt
Lokalt	1,0	-	-	1	59	61
Regionalt	-	1,4	181	8	8	199
Totalt	1,0	1,4	181	9	67	260

## 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.

Banverket (2004), *Redovisning av avgiftsrelevanta marginella kostnader och modell för löpande uppdatering av banavgifter*.

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 3<sup>rd</sup> 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.

Boström C-Å, Lindskog A, Sjöberg K (2002), *Värdering av NO<sub>x</sub>-utsläpp från trafik*. IVL rapport för SIKA.

Forsberg B (2002), *Översyn av beräkningarna av trafikemissioners hälsoeffekter – särskilt lokala effekter av partiklar och kvävedioxid*. Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, Umeå universitet.

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

Gauderman W. J., Avol E, Gilliland F, Vora H, Thomas D, Berhane K, McConnell R, Kuenzli N, Lurman F, Rappaport E, Margolis H, Bates D and Peters J (2004), *The effect of Air Pollution on Lung Development from 10 to 18 Years of Age*, The New England Journal of Medicine, Volume 351:1057-1067, September 9, 2004, Number 11.

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.

Hämekoski, 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.

IPCC (1999), *Special Report: Aviation and the Global Atmosphere*, Penner J.E., Lister D.J., Griggs D.J., Dokken D.J. and Mc Farland (Eds.), Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Johansson H, Nilsson M (2002), *Emissioner, hälsoeffekter och värdering av vägdam*. April 2002. TFK.

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.

Karyd (2003), *Mätning av verkliga flygsträckor – Effekten av in- och utflygningsvägar i inrikes trafik*. Rapporten till SIKA:s marginalkostnadsstudie, Slutversion, juni 2003. Booz Allen Hamilton AB.

Kågeson P (2000), *Internalisering av sjöfartens externa kostnader*, Nature Associates. Studie genomförd på uppdrag av Sjöfartsverket. Studien finns på SIKA:s webbplats som underlagsrapport till SIKA Rapport 2000:10.

Langner J och Bergström R (SMHI), Modanová J (IVL), Näs A och Hasselrot A (FOI) (2004), *Final report for the project: Environmental effects of NOx-emissions from air traffic on different heights*. På uppdrag av Luftfartsverket.

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

Lindskog A, Moldanová J (2003), *Review of Climate Impact by Contrails*. Report prepared for SIKA and LFV, IVL rapport. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2003-01-15.

Luftfartsverket (2003), *Delredovisning av 2003 års regeringsuppdrag avseende luftfartens samhällsekonomiska marginalkostnader*. Rapport från LFV Luftfart och samhälle, 2003-04-28.

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, Hämekoski 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 (2003), *Trafikens externa effekter – Uppföljning och utveckling 2002*, SIKA Rapport 2003:1.

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  
Vermootte 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.

UNITE (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.

WHO/Europe, UNECE (2004), *Transport-related Health Effects with a Particular Focus on Children. Towards an Integrated Assessment of their Costs and Benefits. State of the Art Knowledge, Methodological Aspects and Policy Directions*. Transnational Project and Workshop Series of Austria, France, Malta, the Netherlands, Sweden and Switzerland. Contribution to the UNECE-WHO Transport, Health and Environment Pan-European Programme - The PEP.