

Luftföroreningar och klimatgaser – miljövärden inom järnvägssektorn

Från ett samhällsekonomiskt perspektiv är principen att ett kostnadsansvar skall utkrävas av varje enskild trafikant eller varje enskild tågrörelse i relation till de externa effekter de ger upphov till, däribland utsläpp. Sådana externaliteter skall även beaktas i de samhällsekonomiska analyser som genomförs i syfte att säkerställa en ekonomiskt effektiv resursfördelning.

Värderingen av utsläpp kan således användas dels som kalkylvärden vid bedömning av infrastrukturinvesteringars lönsamhet, dels som underlag för att fastställa avgifter som syftar till att internalisera externa effekter inom exempelvis transportsektorn. Utsläppsvärden har även en tillämpning vid bedömning av åtgärder som specifikt syftar till att förbättra miljön.

Det råder delade meningar om huruvida samhällsekonomiska värderingsmetoder, som syftar till att säkerställa ekonomiskt effektivitet, överhuvudtaget bör användas när det gäller miljövärden. Vissa hävdar att utsläppsnivåer bör normeras i enlighet med naturvetenskaplig kunskap om miljön. Enligt detta synsätt är miljövärden inte förhandlingsbara; de går inte att väga mot andra nyttigheter, något som är en av det samhällsekonomiska tänkandets fundamentala principer.

Det råder även delade meningar dels om huruvida miljövärderingar överhuvudtaget är praktiskt möjliga och dels om de värderingar som faktiskt görs är tillämpliga i samhällsekonomiska analyser p.g.a. de metodologiska problem, både praktiska och teoretiska, som är förknippade med värdering av miljövärden. Bland annat Per Kågesson konstaterar dock att: *”Det finns i princip ingenting som talar för att man inte skulle kunna fastställa de prisrelevanta marginalkostnaderna för koldioxid och olika typer av luftföroreningar.”* (Kågesson 2000 s.3)

I praktiken utgör dock värderingsproblematiken ett hinder. CO₂-utsläppen är t.ex. inte förknippade med några omedelbara kostnader, vilket omöjliggör en värdering utifrån individers avslöjade preferenser. Det är heller inte säkert att det är meningsfullt att försöka fastställa individers betalningsvilja för utsläppsreduktioner av CO₂ genom att ställa dem inför hypotetiska val – utfallen är ändå inte kända.

För andra typer av utsläpp kan det anses vara lättare att fastställa preferensrelaterade värden – exempelvis NO_x och SO₂ – eftersom effekterna är bättre kända. Kunskaperna om effektsamband, bl.a. vad gäller utsläppens hälsoeffekter, har förbättrats avsevärt under senare år.

Vidare kompliceras beräkningen av de marginella samhällsekonomiska kostnaderna av utsläppsförändringar av en rad faktorer:

- Värden för olika ämnen kan behöva differentieras efter tid då utsläppen sker och efter plats.
- Värdena består av olika kostnadskomponenter vilka inte alltid med självklarhet kan adderas. Kväveoxider ger exempelvis upphov till både lokala hälsoeffekter och regionala hälso- och naturskadeeffekter.
- Avgasernas sammansättning av olika ämnen kan beror på bränsle- och fordonstyp, och värdena kan följaktligen variera med dessa.
- Hänsyn kan behöva tas till partiklar som bildas sekundärt genom kemiska omvandlingar.

Miljövärden enligt 1988 års trafikpolitiska beslut

I syfte att förbättra kunskapsunderlaget vad gäller de samhällsekonomiska marginalkostnaderna inom transportsektorn tillsattes 1983 en arbetsgrupp inom kommunikationsdepartementet. Arbetsgruppens resultat presenterades i rapporten *Kostnader och avgifter inom trafiksektorn* (DsK 1985:2-3; den s.k. KAA-utredningen). Rapporten redovisar bl.a. vägtrafikens miljö- och hälsoeffekter differentierade på landsbygds- och tätortstrafik. (Ds 1997:44 s. 10)

Genombrottet för samhällsekonomiska bedömningar kom 1988 i och med regeringens trafikpolitiska proposition, *Trafikpolitik inför 1990-talet* (prop. 1987/88:50). Statsbidragen kopplades då till krav på att beslut om investeringar i vägnätet och i järnvägssystemet skulle baseras på samhällsekonomiska bedömningar. Steg togs även för att implementera ett kostnadsansvar för trafikens externa effekter. (Larsson 1997 s.121ff.)

1988 års trafikpolitiska beslut grundade de *explicita* miljövärden som kom att användas vid samhällsekonomiska bedömningar av miljöåtgärder på Leksells studie *Samhällsekonomisk värdering av bilavgasutsläpp* (DsK 1987:6). I Leksells studie analyseras dock inte explicit värdering utan de *implicita* värderingar som kunde härledas från planerade åtgärder eller från politiskt redan fattade beslut om åtgärder för att minska utsläpp av luftföroreningar. FOTNOT Dessa värderingar fick ligga till grund för att fastställa den lägsta värdering - eller betalningsvilja - för miljöåtgärder som kunde anses vara aktuella inom transportområdet.

Dosrespons-metoden ansågs vid denna tid inadekvat p.g.a. bristande kunskap om effekterna och de monetära värderingar som baserades på dosresponsmetoden gav värden som inte motsvarade de implicita värden som kunde härledas från kostnaderna för de planerade eller beslutade åtgärderna.

Leksell i förordet till rapporten *Samhällsekonomisk värdering av bilavgasutsläpp* (DsK 1987:6):

”En indirekt metod har använts för skadevärderingarna i rapporten. När det gäller luftföroreningars påverkan på hälsa och miljö, är de kvantitativa orsak-effekt-sambanden inte tillräckligt väl kända för att det skall gå att göra några säkra direkta ekonomiska skattningar av utsläppens effekter. Det innebär t ex att det idag inte finns möjlighet att med hjälp av samhällsekonomiska nytto-kostnadskalkyler motivera beslutet om katalytisk avgasrening.”

De indirekta värden som Leksell presenterade i studien visade givetvis inte någonting i sig eftersom det inte fanns några samhällsekonomiska lönsamhetskalkyler som motiverade de åtgärder som värdena härrörde från. Då de åtgärder som de implicita värdena härletts från fortfarande ansågs angelägna att genomföra efter det att värdena var kända (exempelvis katalytiska avgasrening) kunde dessa värden dock anses vara en lämplig grund vid värdering av andra tänkbara liknande åtgärder för att minska utsläppen. (Hansson 1997, s.121ff.)

FOTNOT:Värderingen grundade sig kostnaderna för tre utsläpps begränsande åtgärder; införande av katalytisk avgasrening för personbilar, begränsning av utsläppen från tunga dieselfordon samt reduktion av NO x utsläpp från större fasta förbränningsanläggningar. (Ds 1992.44 s.112)

Sålunda fastställdes den direkta värderingen av NO x utsläpp till 15 kr/kg. Olika ämnen viktades sedan efter 'farlighet' i förhållande till av NO x. Kostansvaret för luftföroreningar var alltså 15 kr/kg per s.k. NO x ekvivalent. Värdet var behäftat med stor osäkerhet. Värderingen av skadekostnaden för NO x uppgick från strax under 10 kr/kg till över 80 kr/kg. Trots osäkerheter i värderingen ansågs det alltså motiverat att använda värdena som grund för de rörliga trafikavgifterna inom de olika trafikslagen. (Hansson 1997, s.121ff.)

Förändrad miljöpolitik

Efter 1988 års trafikpolitiska beslut ändrades grunderna för att fastställa ett kostnadsansvar för luftföroreningar. Den s.k. Bruntlandkommissionen (Världskommissionen för miljö och utveckling) formulerade idéer om "långsiktig hållbar utveckling" – enligt Bruntlandkommissionens definition en (ekonomisk) utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov. En strävan efter hållbar utveckling enligt denna definition har också blivit utgångspunkten för den svenska miljöpolitiken, och en viktig faktor i transportpolitiken. (Vilket ju inte minst uttrycks i regeringens senaste transportpolitiska proposition *Transportpolitik för en hållbar utveckling* (1997/98:56)).

I enlighet med denna miljöpolicy ska målsättningar fastställas för att reducera utsläppen till nivåer som miljön anses klara ur ett långsiktigt perspektiv. Detta är givetvis inte en ansats som med nödvändighet genererar samhällsekonomiskt optimala lösningar. (Inom de ramar som anges av fastställda miljömål kan man dock givetvis sträva efter kostnadseffektivitet genom att möjligaste mån tillämpa styrmekanismer som bygger på ekonomisk teori.)

Den förändrade miljöpolitiken kom också att påverka inställningen till hur miljövärdena bör fastställas.

Miljöpolitiska mål inför 1990-talet

(prop. 1987/88:85) (SOU 1989:83 s.111f.)

(KOLLA (prop. 1987/88:85))

- De svenska utsläppen av NO x skall minska med 30 % till år 1995, räknat från 1980 års nivå
- Utsläppen av svavel bör minska med 65 % till år 1995 från år 1980 års nivå och fram till år 2000 med 80 % från 1980 års nivå.

- För koldioxid fanns inget kvantifierat mål. Miljöavgiftsutredningen anger dock att CO2 utsläppen som ett nationellt delmål inte borde öka över den dåvarande utsläppsnivån.
- För kolväteutsläppen fanns inget kvantifierat mål. Miljöavgiftsutredningen menar dock att kolväteutsläppen borde minska.

Senare utsläppsvärderingar

Tabell X. Kalkylvärden 1992-03-01 (BVH 106)

	Kr/kg
NO x	40
HC	20
SO2	15
CO2	0,25
CO	2

Källa:; BVH 1992-03-01, kap. 4.8 s.7

NO x

1992 kom större förbränningsanläggningar att belastas med en NO x avgift på 40 kr/kg. Begränsningen till stora förbränningsanläggningar (ca. 150-200 pannor kom i fråga för avgiften) motiverades av bl.a. mätproblem. Enligt miljöavgiftsutredningen som föreslog värdet konstaterade att avgiften borde läggas i intervallet 15 – 60 kr/kg för att nå de riktlinjer för utsläppsnivåer inom energisektorn som fastställts av riksdagen 1988. (SOU 1989:83 s.244)

Trots att NO x avgiften formellt endast gällde energiproduktion i stora förbränningsanläggningar kom samma värderingen även att tillämpas i Banverkets samhällsekonomiska kalkyler. I Banverkets beräkningshandledning från 1992 (BVH 106, 1992-03-01, kap. 4.8 s.7) anges bl.a. följande anledningarna till att den högre värderingen valdes även inom järnvägsområdet:

”Det finns skäl att förmoda att miljökraven kommet att skärpas allt mer, till följd av att kunskaperna om miljöfrågorna ökar och mot bakgrund av krav som forskare och miljöorganisationer redan ställt.”

”Riksdagens mål när det gäller utsläppsreduktioner ser inte ut att kunna nås.”

Samma värdering bör givetvis tillämpas för utsläpp från olika källor. Principen om generell giltighet vad gäller miljövärden har enligt Hansson (1997 s.130) också kommit att anammas i den svenska miljöpolitiken överlag. Men valet av det högre värdet motiverades med ledning av ovan angivna skäl inte primärt av det principiella förhållande att en konsekvent marginalprissättning bör tillämpas inom alla sektorer utan av en strävan att efterkomma politiska beslut som redan fattats eller kunde förmodas komma att fattas.

Samtidigt förklaras att:

”Beräkningarna i denna handledning utgår från att vägtrafiken vid en värdering om 15 kr/kg NO x-ekvivalent betalar för sina samhällsekonomiska marginalkostnader på miljöområdet.” (!?)

Svavel

Miljöavgiftsutredningen konstaterar att kostnaden för avskiljning av svavel varierade mellan 10 och 40 kr per kg avskilt svavel. Med detta som utgångspunkt föreslogs en avgiftsnivå om 30 kr per kg svavel. Avgiften avsåg att uppnå de då gällande miljömålen, enligt vilka utsläppen av svavel skulle minska med 80 % till år 2000 från 1980 års nivå. (SOU 1989:83 s.251)

HC

CO

Koldioxid

Koldioxidvärdet 0,25 kr/kg motsvarade den ursprungliga generella koldioxidskatten.

Reviderade miljövärden

SAMPLAN:s förslag på samhällsekonomiska kalkylvärden för den nationella trafikplaneringen 1994 – 1998

XXXXXXXX

Tätortsvärderingen bygger på en studie av Leksell & Löfgren (1995) i vilken författarna skattat värdet av emissioner från vägtrafiken i Göteborg. Leksell & Löfgren har utgått från betalningsviljestudier gjorda bland tätortsbor för reduktion av luftföroreningshalterna (alltså ingen studie som tar hänsyn till dos-respons sambanden.) (KFB 1995:5)

Tabell X. SAMPLAN:s förslag på samhällsekonomiska kalkylvärden för den nationella trafikplaneringen 1994 – 1998 (prisnivå 1997-01-01)

	Regionalt	Tätort
	Kr/kg	Kr/kg
NO x	43	92
HC	17	66
Partiklar	180	1084
SO2	16	114
CO2	0,38	0,38

Källa: SAMPLAN 1995:13 s.15

BVH 106 (1996-06-01) och BVH 106 (1997-04-30)

Utsläppen av NO x, kolväten och CO 2 värderades i enlighet med de värden som beräknats av KomKom i den då aktuella inriktningsplaneringens s.k. miljöalternativ. För partiklar och svavel användes samma värden i miljöalternativet som i grundalternativet. Valet av de högre värdena enligt miljöinriktningen motiveras inte i beräkningshandledningen.

Värdering av emissioner prisnivå 1997-01-01 (BVH 106, 1996-06-01 kap 4.8 s.3)

	Landsbygd	Tätort	Sammanvägt
	Kr/kg	Kr/kg	Kr/kg
NO x	72	153	100
HC	50	150	90
Part	180	1084	542
SO2	16	16	16
CO2	1,57	1,57	1,57

Källa: BVH 106, 1996-06-01 kap 4.8 s.3

Värdering av emissioner prisnivå 1997-01-01 (BVH 106, 1997-04-30 kap 4 s.71)

	Landsbygd	Tätort	Sammanvägt
	Kr/kg	Kr/kg	Kr/kg
NO x	100	100	100
HC	50	150	90
Part	180	1084	542
SO2	16	16	16
CO2	1,60	1,60	1,60

Källa: BVH 106, 1997-04-30 kap 4 s.71

KomKoms grundalternativ baserades på tidigare etablerade kalkylvärden. Dessa kom delvis från slutsatser om vilka värderingar beslutsfattare indirekt visat när de fattat beslut om miljöavgifter. Endast i mindre utsträckning härleddes de från kunskaper om faktisk betalningsvilja. Bland annat partikelvärdet för landsbygd avsåg att fånga den ökade cancerrisken till följd av PAH-nedfall på grödor. Till grund för denna värdering låg bl.a. värdet på ett statistiskt liv. (se SIKA 1999:6 s.52)

Miljöalternativet utformades i enlighet med de åtgärds mål som formulerats för olika miljöpåverkande faktorer inom det s.k. MaTs-arbetet. Avsikten med miljöalternativet var att finna kalkylvärden som motsvarade de miljömål som definierade alternativet. Kalkylvärdena beräknades utifrån Naturvårdsverkets överslagsmässigt uppskattade kostnader för sådana tekniska åtgärder som skulle kunna vara aktuella för att nå målen. (SAMPLAN 1996:3 s.22f.) För partiklar och svavel användes dock samma värden i miljöalternativet som i grundalternativet.

Kalkylvärden i KomKom:s grund- och miljöalternativ

	Grundalternativet		Miljöalternativet	
	Regionalt	Tätort	Landsbygd	Tätort
	Kr/kg	Kr/kg	Kr/kg	Kr/kg
NO x	43	92	100	100
HC	17	66	50	150
Part	180	1084	180	1084
SO2	16	16	16	16
CO2	0,38	1,60	1,60	1,60

Källa: SAMPLAN 1996:3 s.24

Principiella skillnader mellan miljövärden 1988 och senare värderingar

Principen om att beslut om åtgärder i samhället bör tas med hänsyn till långsiktigt hållbar utveckling förändrade inställningen till hur utsläpp skulle värderas. Detta kom bl.a. till uttryck i regeringens proposition *Åtgärder mot klimatpåverkan* (1992/93:179), vilket framhålls av bl.a. Hansson 1997 s.127):

”Ansatsen för värdering av luftföroreningar bör enligt min mening ändras så att man beräknar kostnaden utifrån målen och åtgärderna för att nå målen. Den hittills använda metoden har varit att försöka beräkna skadekostnaderna och åtgärds-kostnaderna för att rätta till skadorna. Denna metod har emellertid en del begränsningar. Om värdena grundas på trafikanternas preferenser är de endast relevanta om miljöeffekterna är sådana att de kan upplevas på ett meningsfullt sätt. Detta är lättare att acceptera för t ex buller än för luftföroreningar.”

Detta synsätt kom även till uttryck inför det transportpolitiska beslutet 1998, *Transportpolitik för en hållbar utveckling* (prop. 1997/98:56). I Kommunikationskommitténs slutbetänkande *Ny kurs i trafikpolitiken* (SOU 1997:35) föreslås etappmål inom miljöområdet som enligt kommittén bör kunna *”ligga till grund för värderingen av dessa miljöeffekter vid samhällsekonomska analyser och internalisering av externa kostnader.”* (SOU 1997:35 s.127)

Vidare deklarerar att:

”Avsikten med att synliggöra och inkludera de externa effekterna i varje enskild trafikants val av transport är således att påverka trafikanternas beteende och därigenom styra mot de trafik- och miljöpolitiska mål som samhället har formulerat. Samtidigt utnyttjas transportapparaten på ett samhällsekonomska mer effektivt sätt.” (SOU 1997:35 s.131 min markering)

Skillnaden mellan den värderingsmetodik som följde av 1988 års trafikpolitiska beslut och den metodik som användes för att fastställa de miljövärden som senare kom att användas som kalkylvärden i de samhällsekonomska bedömningarna kan i praktiken förefalla liten. Skillnaden är dock av principiell natur. Den implicita värdering som utgjorde grunden för miljövärdena 1988 baserades på betalningsvilja för åtgärder som syftade till att reducera utsläppen av luftföroreningar och inte på fastställda miljömål. Detta konstateras bl.a. av Hansson (1997 s.123):

”[The evaluations made by Leksell] formed the basis for taking a position afterwards: did one feel after analysis that the measures were still appropriate when the costs had been illuminated? Since the analysed measures were still deemed to be appropriate, these evaluations formed, then, the basis for a direct explicit minimum value of NO x.”

Värdering utifrån politiska beslut vad gäller åtgärder som syftar till att förbättra miljö eller utifrån ställningstaganden form av skatter/miljöavgifter FOTNOT kan anses vara samhällsekonomska korrekt under förutsättning att värdena verkligen speglar ”den kollektiva betalningsviljan” – d.v.s. att beslutsfattarna verkligen agerar i överensstämmelse med medborgarnas önskemål.

FOTNOT I den praktiska tillämpningen är skillnaden mellan skatter och avgifter inte nödvändigtvis särskilt stor. Vid utformandet av ett system som syftar till att definiera ett marginalkostnadsansvar är distinktionen dock av fundamental betydelse. Det primära syftet med en skatt är, ur ett samhällsekonomiskt perspektiv, är att generera finansiella intäkter till samhället samtidigt som människors beteenden i minsta möjliga mån påverkas. Avgifter däremot syftar just till att dels ändra beteenden, och i den utsträckning det beteende man försöker ändra inte påverkas bör avgiften generera tillräckligt mycket finansiella medel för att kunna kompensera för effekterna av beteendet.

”Trafikavgifter på samhällsekonomiska villkor står och faller med allmänhetens förståelse för avgifter som ett trafikpolitiskt styrmedel. För att skapa denna förståelse krävs dels att man tydligt skiljer på vad som är skatt och vad som är avgift, dels att man låter avgifterna få rätt benämningar.” (Hansson mars1997 s.157)

Dieselavgiften borde enligt detta resonemang snarare benämnas luftföroreningsavgift (eller möjligen NO x-avgift), för att ge en klar signal om vilken kostnad som avses.

Det synsätt som kommer till uttryck i den senare transportpolitiska propositionen är en spegling av den policy vad gäller arbetet för en bättre miljö som formulerats efter det att Bruntlandkommissionens arbete presenterades: det är fastställda normer för utsläppsnivåer som skall vara utgångspunkten för de värden som skall användas vid bl.a. bedömningar av vilka infrastrukturförprojekt som är önskvärda i samhället. Preferensrelaterade värden kan eller bör inte användas när det gäller värderingen av åtgärder för att minska utsläpp av luftföroreningar. Målen är ”inte förhandlingsbara” – d.v.s. den samhällsekonomiska grundläggande principen om att olika nyttigheter går att väga mot varandra är inte giltig.

Etappmål för utsläpp som fastställts genom den transportpolitiska propositionen

Miljömål har formulerats för bl.a. NO x, VOC, SO 2 och CO2. (SAMPLAN 1999:2 s.96)

- Utsläppen av CO2 från transporter i Sverige bör år 2010 ha stabiliserats på 1990 års nivå
- Utsläppen av NO x från transporter i Sverige bör ha minskat med minst 40 % till år 2005 från 1995 års nivå
- Utsläppen av svavel från transporter i Sverige bör ha minskat med minst 15 % till år 2005 från 1995 års nivå
- Utsläppen av VOC från transporter i Sverige bör ha minskat med minst 60 % till år 2005 från 1995 års nivå

Etappmålen grundar sig till största del på Kommunikationskommitténs förslag, som i sin tur bygger på det s.k. MaTs-samarbetet.

Dagens miljövärden BVH 706 (2000-07-01)

De värden som idag används är i huvudsak resultatet av ASEK-översynen som avslutades i juni 1999, *Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet* (SIKA 1999:6). Värdena är uppdelade efter regionala och lokala effekter.

Regionala effekter

Värdena för regionala effekter härleds huvudsakligen från politiska beslut om miljöavgifter.

Tabell X. Regionala miljövärden (BVH 1997-07-01)

	Kr/kg
NO x	60
HC	30
Part	0

SO2	20
CO2	1,5

Källa: BVH 1997-07-01 kap. 2 s.47

NO x

NO x värderingen bygger på två olika värderingsmetoder. Samma värde som använts tidigare har legat till grund för det nuvarande värdet, d.v.s. den NO x avgift som infördes 1992 för stora energianläggningar. Denna avgift infördes som en naturskadeavgift - man var vid denna tid inte medveten om de stora hälsoeffekter som NO x utsläppen orsakade regionalt (bl.a. riskerna med sekundärt bildade nitratpartiklar). (Leksell 1999 s.46) Värdet kunde med hänsyn till detta inte anses vara ett lämpligt mått på utsläppens regionala skador. I en studie av Leksell (1999) föreslår författaren därför ett tillägg till NO x värdet som avser att fånga de regionala hälsoeffekterna. Detta hälsovärde bygger på en tillämpning av det s.k. ExternE-projektets metodik och hälsovärderingar – d.v.s. en ER-ansats. (Nilsson et al. 1998 BEST GENOM BV BIBL 28/9- Europakommissionens Metodrapport best gm BV bibl.) (SE LEKSELL 1999 S.42)

Hälsokostnaderna har i denna studie beräknats för befolkningsexponeringen av sekundärt bildade ämnen från NO x och SO2 och för partiklar från en energianläggning i Västerås. En sammanhangsfaktor på 1,5 användes i studien tillsammans med VOSL 19,4 Mkr – alltså en högre sammanhangsfaktor och VOSL än vid värderingen av lokala effekter (se nedan). Resultatet av studien visar på en hälsokostnad om 18 kr/kg för sekundärt bildade nitratföreningar och 10 kr/kg för sekundärt bildat ozon från NO x. (Leksell 1999 s.42)

Tabell X Regionala hälsoeffekter (Nilsson et al. 1998) FRÅN LEKSELL 1999 S. 42

Primärt utsläpp	Sekundär förorening	Kr/kg
NO x	Nitratpartiklar	18
NO x	Ozon	10
Partiklar	Partiklar	25
SO2	Sulfatpartiklar	21

SO2

Motsvarande hälsovärdering har även gjorts för SO 2 och visar på en samhällsekonomisk kostnad för sekundärt bildade föroreningar om 21 kr/kg. (Den totala regionala värderingen borde således i analogi med NO x fallet uppgå till mellan 35 och 40 kr/kg – den tidigare värderingen, motiverad av omsorg om naturmiljön, uppgick till 16 kr/kg.) Det lägre värdet motsvarar dock istället den skuggkostnad som krävs för att nå SO2-målet. Denna skuggkostnad har beräknats av KågeSSon till 20 kr/kg. ENLIGT LEKSELL - VERKAR INTE STÄMMA (SE LEKSELL 1999 S.47 OCH KÅGESSON 1998 KONKURRENS MELLAN TRANSPORTSLAGEN ...

VOC

Det finns inget värderingsunderlag som stödjer den fastslagna värderingen av flyktiga organiska kolväten. VOC-värdet, 30 kr/kg, har istället schablonmässigt bestämts till halva värdet av NO x vilket enligt BVH följer de principer som gällt tidigare. (BVH 1997 kap2 s.47)

Leksell föreslår 25 kr/kg. (1999 s.47) Förslaget motiveras inte.

Kågesson har skattat att undvikandekostnaden för att minska de samlade svenska utsläppen med 85 % (till 2020 jämfört med 1988 i enlighet MaTs-arbetets mål) ligger i intervallet 30 – 75 kr/kg och antar därför ett framtida VOC-värde på 50 kr/kg. (Kågesson 1998 s.21)

Partiklar

Partiklar anses inte ge upphov till några naturskadeeffekter. Utsläppen av partiklar ger dock upphov till hälsoeffekter, främst p.g.a. ökade cancerrisker. (Cancerriskerna beror framför allt på de carcinogena polyaromatiska kolväten (PAH) som finns adsorberade till ytan av partiklarna.)

Denna cancerrisk beaktades i den tidigare värderingen. Partikelutsläppen från svenska källor antogs orsaka 150 cancerfall. Partikelvärdet beräknades sedan utifrån skattningar av värdet på ett cancerfall, 7,5 Mkr, som i sin tur beräknats utifrån VOSL i trafiksammanhang, 13 Mkr. (SAMPLAN 1995:13 s.14)

SIKA konstaterar i översynen av ASEK-värdena 1999 att värderingen av partiklarnas hälsoeffekter, inkl. effekterna av sekundärt bildade partiklar, borde ändras i enlighet med den omvärdering av partiklarnas hälsoeffekter som sedermera skett. (SIKA 1999:6 s.53)

Trots att partiklar orsakar hälsoeffekter såväl i tätort som på landsbygden har det regionala partikelvärdet satts till noll. Resultatet av Nilssons studie (Nilsson et al. 1998) visar exempelvis på ett värde för de regionala hälsoeffekterna av partiklar om 25 kr/kg.

Vidare har Leksell utifrån resultat av studier av Hansson et al beräknat hälsokostnaderna för partikelutsläpp p.g.a. förhöjda PAH-halter hos grödor. FOTNOT (Leksell 1999 s.43ff.) Leksells skattningar ger ett värde för tunga dieselfordon på 70 kr/kg vid användning av diesel av miljöklass 3 och 9 kr/kg vid användning av diesel av miljöklass 1. För bensindrivna personbilar visar skattningarna värden på mellan 50 och 250 kr/kg. Skattningarna bygger dock på mycket osäker utsläppsstatistik. (*Värdering av cancerfall 39 % av dödsfall; cancerfall 11,3 Mkr; VOSL 19,4 Mkr; sammanhangsfaktor 1,5 ANVÄNDE HAN VERKLIGEN DESSA FAKTORER??*)

FOTNOT (Hansson, H.C.; Westerholm, R.; Kyrklund, T. 1997. "Airborne particles in the ambient environment." Ingår i: Rosendahl, K.E. (ed.) 1998. *Social costs of air pollution and fossil fuel use. A macroeconomic approach.* Oslo, Kongsvinger: Statistisk sentralbyrå.)

Med utgångspunkt i egna och Nilssons et al:s studie föreslog Leksell kalkylvärden för de regionala effekterna enligt tabell X nedan.

Tabell X. Rekommenderade kalkylvärden för regionala effekter av partikelutsläpp (Leksell)

Skademekanism	Kr/kg
Inandning regionalt	25
PAH-nedfall över grödor	9-250

Källa: Leksell 1999 s.48.

Partikelvärdet regionalt borde således vara minst 34- varför har värdet satts till noll?

Klimatgaser (CO₂)

Den tidigare värderingsgrunden för CO₂ utsläpp utgjordes av koldioxidskatten. Värdet har sedermera kopplats till den marginella åtgärdskostnaden för att nå de kvantitativa mål som fastställts politiskt.

Marginalkostnaden för att nå koldioxidmålen, d.v.s. att koldioxidutsläppen från transportsektorn ska stabiliseras till år 2010 till 1990 års nivå har skattats till 1,50 kr/kg. Värdet för koldioxidutsläpp får dock förmodas komma att omprövas utifrån bedömningarna i Klimatkommitténs *Förslag till svensk klimatstrategi* (SOU 2000:23) och den utredning som gjorts om möjligheterna att utnyttja möjligheterna till s.k. flexibla mekanismer – *Handla för att uppnå klimatmål! – Kostnadseffektiva lösningar med flexibla mekanismer inom klimatområdet* (SOU 2000:45) Bl.a. möjligheten till handel med utsläppsrätter skulle givetvis ändra den marginella värderingen av koldioxidreduktioner i Sverige. En fullt fungerande marknad för utsläppsrätter skulle dock generera ett relevant pris för koldioxidreduktioner.

Lokala effekter

Värderingen av lokala effekter av luftföroreningar baseras (indirekt) på betalningsviljestudier för värdet av liv.

Den ansats som används - Exponerings-responsansatsen (ER-ansatsen) - går ut på att värdera effekterna av (en förändring av) utsläppen – och alltså inte de förändrade utsläppsnivåerna i sig. (Hälsoeffekterna beräknas utifrån studerade samband mellan emissioner och halter, halter och exponering och exponering och effekter.) Metoden fångar på så sätt verkliga preferenser vad gäller utsläppsminskningar och speglar dessutom ny kunskap om effektsamband, bl.a. långtidseffekter på hälsan. Exponerings-responsansatsen har också föreslagits av EU-kommissionens s.k. högnivågrupp.

Förändrade utsläppsnivåer påverkar riskerna för mortalitet och morbiditet (sjuklighet). Förändrad mortalitetsrisk är också den ekonomiskt mest betydelsefulla faktorn vid förändrade utsläppsnivåer. Värdet av riskförändringarna beräknas utifrån det skattade värdet av ett förlorat levnadsår (VOLY), som i sin tur beräknas utifrån värdet av ett s.k. statistiskt dödsfall (VOSL) (d.v.s. värdet av en riskminskning som statistiskt sparar ett liv.) En lägre värdering av levnadsår i hög ålder tillämpas. Värdet av ett statistiskt liv har fastställts till 13 Mkr i WTP-studier för riskreduktioner i vägtrafiksystemet.

Förslagen till hur kalkylvärden har framtagits av Ingemar Leksell vid Avdelningen för tillämpad miljövetenskap vid Göteborgs universitet på uppdrag av SIKA; *Ekonomisk värdering av luftföroreningar från trafiken*. (Preliminär rapport till SIKA, 28 januari 1999). Leksell gör i sin studie en uppskrivning av riskvärdena med faktorn 1,5 med motivet att hälsofarliga utsläpp utgör en påtvingad risk – och att sådana risker genomgående värderas högre än mer ”frivilliga” risker, exempelvis i trafiken. Denna s.k. sammanhangsfaktor valdes i schablonmässigt i studien. Sammanhangsfaktorns storlek kan dock diskuteras. SIKA menar att VOSL bör användas okorrigerat (d.v.s. att sammanhangsfaktorn är lika med 1) (Resultatet av senare studier visar dessutom att VOSL i vägtrafiksammanhang är betydligt högre än det värde som nu används – vilket givetvis avsevärt skulle förändra värderingen av effekterna av förändrade utsläppsnivåer. Ett värde på ett statistiskt liv i luftförorenings-sammanhang hade

varit önskvärt. En betalningsviljestudie för att fastställa VOSL för luftföroreningar planerades inom SHAPE-projektet men genomfördes aldrig (???).

Värdet av minskad morbiditet har skattats till 16 % av mortalitetsvärderingen. Detta följer antaganden i det s.k. ExternE-projektet (SIKA 1999:6 s.54)

Värdena bestäms i två steg. Först beräknas ett värde i kronor per exponeringsenhet. (Exponeringsenhet avser en person som exponeras under ett år för 1 mikrogram/m³ av ett visst ämne.)

Tabell X. Värdering av luftföroreningars lokala effekter

	Kr/exponeringsenhet
NO x	1,2
SO2	10
VOC	2
Partiklar	340

Källa: BVH 706 (2000-07-01) kap.2 s.47

Därefter beräknas antalet personer – exponeringsenheter – som ett kg utsläpp motsvarar. ($=0,029 \cdot F_v \cdot B^{0,5}$; F_v =ventilationsfaktor, B =befolkningens storlek.)

Uppgifter om antalet exponeringsenheter per kg utsläpp har hämtats från SHAPE-projektet .

Värdet i kronor per exponeringsenhet multipliceras med antalet exponeringsenheter och resultatet motsvarar utsläppsvärdet i kronor per kg. De totala effekterna av en förändring av utsläppsnivåerna på tätortsnivå fås sedan genom att summera värdet av förändringen på regional och lokal nivå.

Metoden för att beräkna de lokala effekterna av luftföroreningar kräver givetvis att man kan hänföra utsläppen till specifika tätorter. I det fall detta inte är möjligt föreskriver beräkningshandledningen att ett schablonvärde för ventilationsfaktor och befolkningsstorlek används. Den s.k. referenstäort som sålunda skall användas utgår från den genomsnittliga befolkningsmängden per tätort i Sverige, 3900 personer. Ventilationsfaktorn har satts till 1,1. (BVH 706 (2000-07-01) kap. 2 s.49) De tätortsvärden som beräknats enligt dessa förutsättningar anges nedan.

Tabell X. Tätortsvärden beräknade efter referenstäort

	Regional komponent	Lokal komponent	Totalt Kr/kg
NO x	60	2	62
HC	30	14	34
Part	0	677	677
SO2	20	29	49

Källa: BVH 706 (2000-07-01) kap. 2 s.50

I praktiken tillämpas inte den metod som utarbetats för differentiering av lokala utsläppsvärden efter befolkningsstorlek och ventilationsfaktorer i de kalkyler som görs. Endast fasta tätortsvärden används. De tätortsvärden som i praktiken tillämpas (alltså de värden som är inlagda i kalkylprogrammet SAMKALK) är dock inte de som beräknats efter referenstäort enligt ovan. I stället används tätortsvärden beräknade efter befolkningsmängd

och ventilationsförhållanden i Södertälje. Dessa värden lades in i SAMKALK provisoriskt i väntan på en översyn som skulle ha gjorts under hösten 1999. (Wieweg 2000) De värden som används i de praktiska beräkningarna är alltså egentligen bara tillämpliga i kalkyler för åtgärder som rör Södertälje eller områden med liknande befolkningsmängder och ventilationsförhållanden.

Tabell X. Tätortsvärden i SAMKALK

	Regional komponent	Lokal komponent	Totalt Kr/kg
NO x	60	49	109
HC	30	14	44
Part	0	2300	2300
SO2	20	70	90

Anm. Värdena beräknade efter befolkningsmängd och ventilationsfaktor i Södertälje

Valet av indata vad gäller befolkningsmängd och ventilationsfaktor vid beräkning av kalkylvärden för en referenstort är givetvis inte självklart. De tätortsvärden som beräknats för Södertälje är dock betydligt högre än för den referenstort som konstruerats utifrån genomsnittlig befolkningsmängd och ventilationsfaktorn 1,1. FOTNOT

FOTNOT: Befolkningsmängd som användes i beräkningarna för Södertälje; 57 000. Södertäljes ventilationsfaktor: 1,0. (SIKA 1999:6 s.57)

Miljöavgifter för tågtrafiken

Innan 1988 förekom inget separat uttag av avgifter för utnyttjandet av infrastrukturen eftersom kostnaderna ingick i SJ:s totala kostnadsansvar. I KAA-rapporten konstateras dock att ett avgiftsuttag motsvarande järnvägstrafikens externa kostnader är motiverat. (DsK 1985:2 s.91)

De banavgifter som infördes genom 1988 års trafikpolitiska beslut baserades dels på marginalkostnadsprissättning av de rörliga kostnaderna och dels på ett konkurrensneutralt finansieringsbidrag för täckning av fasta kostnader. Den fasta avgiften för lok och vagnar skulle motsvara fordonskostnaderna för lastbilar och bussar. Tillämpningen av dessa principer sattes dock ur spel p.g.a. förändrad beskattning inom vägtrafikområdet.

Dagens banavgifter baseras på de principer som presenteras i Banverkets rapport *Översyn av banavgiftssystemet* (BV/P 1997:4). Denna översyn genomfördes efter det att riksdagen tagit beslut om nya principer för banavgiftssystemet (prop. 1997/98:56). Enligt beslutet skall avgifterna motsvara de samhällsekonomiska marginalkostnaderna. Fasta avgifter för trafiken skall därför inte längre ingå i banavgiften.

Den miljöavgift som belastar tågtrafiken debiteras via en speciell dieselavgift. Denna uppgår till 0,31 kr per liter förbrukat bränsle och är baserad på de miljöavgifter som infördes 1988. För fordon med viss avgasrening betalas halv avgift. Hänsyn tas alltså inte till emissionsegenskaper inom respektive avgiftsnivåer. Avgiften tar heller ingen hänsyn till skillnader i bränslekvalitet (sammansättningen av olika ämnen kan variera) och inte heller var

utsläppen sker. Om avgiften ska fungera som ett effektivt styrmedel måste den dock stå i relation till de verkliga emissionerna från olika fordon med hänsyn till var de sker.

Externa effekter bör givetvis belastas med samma pris i alla sammanhang. Sålunda bör de kalkylvärden som beskriver miljövärden i de samhällsekonomiska bedömningarna motsvara de avgifter som belastar trafikanterna i syfte att internalisera miljöexternaliteterna. Så är dock inte fallet. (Givetvis måste man i de samhällsekonomiska kalkylerna ta hänsyn till de avgifter som faktiskt betalas för att undvika dubbelräkningar.)

Hansson har beräknat kostnadsansvaret för järnvägens luftföroreningar (inkl. CO₂) för år 1995 till 81 Mkr. Beräkningarna har gjorts utifrån då gällande värderingar i kr per kg för olika typer av utsläpp som härrör från den dieseldrivna tågtrafiken. Hanssons beräkningar visar att tågtrafiken ger upphov till en miljöbelastning som motsvarar 2,96 kr per liter förbrukat bränsle, således en betydligt högre kostnad än vad som täcks av dieselavgiften. (Indirekta emissioner var inte inkluderade i studien.) (Hansson mars 1997 s.75)

Tabell X. Kostnadsansvar för järnvägens luftföroreningar 1995

	Värdering Kr/kg	Utsläpp i ton	Kostnadsansvar (Mkr)	Kostnadsansvar (kr) per liter och ämne
NO _x	43	1000	43	1,57
HC	17	80	1,4	0,05
SO ₂	16	52	0,8	0,03
CO ₂	0,38	71500	27,2	0,99
Partiklar	180	48	8,6	0,32
		Summa	81	2,96

Källa: Hansson mars 1997 s.75 Anm.: Beräkningarna utgår från regionala miljövärden och 27 400 m³ diesel

Med nu aktuella miljövärden blir kostnadsansvaret betydligt högre. Om 1999 års utsläppsnivåer relateras till de värderingar som gäller idag för regionala utsläpp blir det totala kostnadsansvaret över 200 Mkr, vilket motsvarar en miljöbelastning om *minst* 7,3 kr per liter förbrukat bränsle.

Tabell X. Kostnadsansvar för järnvägens luftföroreningar 1999

	Värdering Kr/kg	Utsläpp i ton	Kostnadsansvar (Mkr)	Kostnadsansvar (kr) per liter och ämne
NO _x	60	1505	90,3	3,24
HC	30	82	2,5	0,09
SO ₂	20	XXX		
CO ₂	1,50	73 265	109,9	3,95
Partiklar	XXX	XXX		
		Summa		Minst 7,3

Källa: Egna beräkningar. Anm.: Beräkningarna utgår från regionala miljövärden och 27 857 m³ diesel

Från BV miljörapport 1999

Varje trafikslag måste belastas med samma kostnadsansvar för att inte orsaka snedvridningar. Att ensidigt införa högre miljöavgifter i exempelvis järnvägssektorn är därför inte möjligt. Diskrepansen mellan den s.k. dieselavgiften och den miljöavgift som bygger på accepterade miljövärden rymmer dock en inkonsekvens. Konsekvensen av de värderingar som bygger på politiskt godtagna miljöavgifter vore att höja miljöavgiften inom järnvägssektorn. Alternativet vore att ompröva de miljöavgifter som värderingarna bygger på. I den mån kalkylvärdena inte överensstämmer med miljöavgifterna bör dock detta vara väl motiverat.

Referenser

BVH 106 (1992-03-01) *Beräkningshandledning*

BVH 106 (1996-06-01) *Beräkningshandledning*

BVH 106 (1997-04-30) *Beräkningshandledning*

BVH 706 (2000-07-01) *Beräkningshandledning*

BV 1999 *Miljörapport 1999*

BV/P 1997:4 *Översyn av banavgiftssystemet*

DsK 1985:2-3 *Kostnader och avgifter inom trafiksektorn*

DsK 1987:6 *Samhällsekonomisk värdering av bilavgasutsläpp*

Hansson mars 1997 *Kostnadsansvaret för trafikens externa effekter – en jämförelse mellan vägtrafik och tågtrafik*. IIIIEE, Lunds universitet, Lund

Kågesson 2000 ”Frågeställningar och definitioner inför översynen av förutsättningarna för marginalkostnadsprissättning inom transportsektorn”. Ingår i SIKA 2000:6 *Översyn av förutsättningarna för marginalkostnadsbaserade avgifter i transportsystemet*.

Leksell 1999 *Ekonomisk värdering av luftföroreningar från trafiken*. (Preliminär rapport till SIKA, 28 januari 1999)

Leksell & Löfgren (1995) *Värdering av lokala luftföroreningseffekter – hur värdera bilavgasernas hälsoeffekter i tätorter?* KFB-rapport 1995:5. KFB, Stockholm.

SAMPLAN 1995:13 *Översyn av samhällsekonomiska kalkylvärden för den nationella trafikplaneringen 1994 – 1998*.

SAMPLAN 1995:14 *Dokumentation av ASEK-gruppernas rapporter*

SAMPLAN 1996:3 *Resultat av inriktningsanalyser. Miljöalternativet*.

SIKA 1999:6 *Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet*

SIKA 2000:6 *Översyn av förutsättningarna för marginalkostnadsbaserade avgifter i transportsystemet.*

prop. 1987/88:50 *Trafikpolitik inför 1990-talet*

Prop. 1992/93:179 *Åtgärder mot klimatpåverkan*

prop. 1997/98:56 *Transportpolitik för en hållbar utveckling*

SOU 1989:83 *Ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Energi och trafik.*

SOU 1997:35 *Ny kurs i trafikpolitiken*

Wieweg 2000; muntlig kommunikation med Lena Wieweg, Banverket, 2000-09-29