

Samhällsekonomiska värderingar av
luft- och bullerrelaterade hälsoproblem
– en sammanställning av underlag
för konsekvensanalyser

Johanna Forslund, Per-Olov Marklund och Eva Samakovlis

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

Konjunkturläget innehåller analyser och prognoser över svensk och internationell ekonomi. **The Swedish Economy** sammanfattar rapporten på engelska. **Analysunderlag** består av ett omfattande sifferunderlag i tabellform och publiceras i anslutning till Konjunkturläget. Analysunderlaget publiceras endast på KI:s hemsida i samband med Konjunkturläget i juni.

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

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

Förord

För att till nästa generation kunna lämna över ett samhälle där de stora nationella miljöproblemen är lösta, vägleds svensk miljöpolitik av 16 miljömål och 72 mer operativa delmål. Vart fjärde år följs det pågående miljömålsarbetet upp i en fördjupad utvärdering (Regeringens proposition 2000/01:130). Socialstyrelsen har det övergripande ansvaret för att utveckla, precisera och följa upp mål och delmål som syftar till att komma till rätta med miljörelaterad ohälsa. Inför den fördjupade utvärderingen 2008 har Konjunkturinstitutet fått i uppdrag av Socialstyrelsen att presentera samhällsekonomiskt underlag beträffande hälsoeffekter relaterade till buller- och luftföroreningar. Enligt uppdragstexten ska rapporten lyfta fram befintligt underlag som kan ligga till grund för en värdering av hälsoeffekter från förändringar i dels luftkvalitet, och dels av bullerexponering. Syftet är att bistå miljömålsmyndigheterna i deras arbete med att konsekvensanalysera miljömålsåtgärder som påverkar hälsan och på så sätt förbättra det politiska beslutsunderlaget. Berörda miljömål omfattar primärt *Frisk luft* och *God bebyggd miljö*.

Rapporten har författats av Johanna Forslund och Eva Samakovlis vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet samt Per-Olov Marklund vid Centrum för regionalvetenskap (CERUM) på Umeå Universitet. Författarna är tacksamma för synpunkter från Henrik Hammar, Magnus Sjöström och Göran Östblom vid Konjunkturinstitutet. Ett stort tack för synpunkter och klargöranden riktas även till Lena Nerhagen och Mikael Ögren på Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) samt Gunnel Bångman, Per-Ove Hesselborn och Björn Olsson på Statens institut för kommunikationsanalys (SIKA).

Innehållsförteckning

Förord.....	3
1. Sammanfattning.....	7
2. Inledning.....	9
3. Miljöpolutiska riktlinjer för luft och buller – en snabbguide bland miljömålen11	
Socialstyrelsens roll i miljömålsarbetet.....	11
Miljömål av särskild relevans för luftkvalitet	11
Miljömål av särskild relevans för bullerexponering	14
4. Miljörelaterad ohälsa	16
Miljörelaterade hälsoeffekter i Sverige – vad vet man?	16
Miljörelaterade hälsoeffekter – vad kostar det?	18
5. Konsekvensanalys, ekonomisk effektivitet och jämförbara hälsomått.....	20
Konsekvensanalys – vad, varför och hur?.....	20
Effektivitetsbegreppet i miljöpolitiken	22
Jämförbara ”hälsomått” för ökad transparens.....	25
6. Värdering av hälsa – en tankeram.....	28
Kort om ekonomisk välfärdsteori och samhällsekonomisk analys av relevans för miljöpolutiska beslut	28
Vad som menas med negativa externa effekter och varför de ska värderas... 30	
Värdering av hälsoeffekter – steg för steg.....	31
Ekonomisk värdering – olika metoder	35
Nyttotransferering – olika metoder.....	39
7. Luft- och bullervärdering – vad har gjorts och vad pågår?.....	44
Europabaserade projekt	44
Sverigebaserade projekt.....	46
8. Samhällsekonomiskt underlag för luftrelaterade hälsoproblem.....	55
Kvantifierade och värderade hälsoeffekter från luftföroreningar – hur man har gått tillväga i olika projekt.....	55
Sverigebaserade värden i sammandrag.....	63
Europabaserade värden.....	74
Europabaserade värden i sammandrag.....	78
9. Samhällsekonomiskt underlag för bullerrelaterade hälsoproblem.....	81
Kvantifierade och värderade hälsoeffekter från bullerföroreningar – hur man har gått tillväga i olika projekt.....	81
Sverigebaserade värden i sammandrag.....	87
Europabaserade värden.....	88
10. Konsekvensanalys: konkret exempel.....	95
Konsekvensanalys av målkonflikten mellan miljömålen Begränsad klimatpåverkan och Frisk luft.....	95
11. Avslutande diskussion	101
Bristande transparens kan försvåra för konsekvensanalyser.....	101
Effektkedjeansatsen normbildande för värdering av buller och luft	102
Vad finns att önska av framtida forskning.....	104

Appendix A	106
Appendix B	108
Appendix C	109
Referenser.....	110
Titlar i serien Specialstudier.....	123

1. Sammanfattning

Svensk miljöpolitik utgår från 16 miljömål vars överordnade syfte är att ställa om Sverige till ett hållbart samhälle. I det arbetet har Socialstyrelsen det övergripande ansvaret för att utveckla, precisera och följa upp de mål och delmål som syftar till att komma till rätta med miljörelaterad ohälsa. Hälsofrågorna berör flera av de 16 miljömålen men då den här rapporten syftar till att sammanställa underlag som kvantifierar och värderar hälsoeffekter från förändringar i luftkvalitet och buller är det primärt miljömålen *Frisk luft* och *God bebyggd miljö* som berörs.

Vetenskapliga studier har visat att exponering för luftföroreningar och buller kan leda till effekter på människors hälsa. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv utgör personliga olägenheter och lidanden, produktionsbortfall, medicin och sjukvård kostnader för samhället. Det innebär att åtgärder för att reducera luft- och bullerutsläpp leder till samhällsekonomiska intäkter. För att på förhand kunna göra samhällsekonomiska bedömningar av olika åtgärdsförslags förväntade effekter på olika aktörer och på samhällsekonomin som helhet åligger det miljömålsmyndigheterna att genomföra konsekvensanalyser (Miljömålsrådet, 2006a). Dessa underlag syftar till att bedöma om en åtgärds intäkter överstiger dess kostnader, så kallad kostnads-intäktsanalys, samt om de uppskattade intäkterna baseras på ”lämpliga värden” (Miljömålsrådet, 2006a, sid. 23). Av Miljömålsrådets riktlinjer framgår även att åtgärdsförslag alltid ska föregås av kostnadseffektivitetsanalyser. I kostnadseffektivitetsanalysen jämförs olika åtgärdsalternativs kostnader för att nå en viss hälsoförbättring. Det räcker således med att åtgärdens förväntade hälsoeffekter finns kvantifierade. En sådan analys kan vara ett bra alternativ i de fall det saknas värderingar av hälsoeffekter, eller när värderingarna är alltför osäkra. För att underlätta jämförelser av hälsoeffekter som mäts i olika enheter har man inom hälsoekonomin utvecklat ett så kallat QALY-mått som mäter kostnader i förhållande till ett förväntat antal *kvalitetsjusterade levnadsår*. QALY-måttet skulle även kunna vara användbart för att jämföra miljöpolitiska åtgärdsalternativ. Oavsett myndighet (Socialstyrelsen, Naturvårdsverket, Vägverket etc.) skulle tillämpandet av ett sådant mått möjliggöra jämförelser mellan olika hälsoförbättrande åtgärdsförslag inom och mellan myndigheterna.

I den här rapporten presenteras samhällsekonomiskt underlag för värderingar av hälsoeffekter från luftföroreningar och buller från både nationella (som t.ex. ASEK och svenska ExternE) och europeiska projekt (som t.ex. ExternE och HEATCO). Underlaget baseras på värderingar av trafikens externa effekter. Anledningen till det är dels att trafiksektorn kommit längst med värdering av miljörelaterad ohälsa orsakad av luftföroreningar och buller och dels att trafiken står för huvuddelen av de utsläpp som har effekter på människors hälsa. Syftet med rapporten är att sammanställa de underlag som finns och i den mån det är möjligt klargöra skillnader i hur olika ansatser värderar hälsa. Förhoppningen är att sammanställningen ska underlätta för miljömålsmyndigheter som ska konsekvensanalysera åtgärder som påverkar luftkvalitet och buller. De olika ansatserna/projekten ger inget entydigt svar på vilka värden miljörelaterade hälsoeffekter har. Att prioritera mellan dessa ansatser ligger utanför uppdragets syfte.

Rapporten utgår från en tankeram för ekonomisk värdering av luft- och bullerrelaterade hälsoeffekter. Tankeramen är baserad på en så kallad ”effektkedjeansats” som innebär att utsläppen från källan utgör själva utgångspunkten för värderingen. Därefter skattas utsläppens spridning och i vilken grad miljön och individer exponeras. Sedan fastställs vilka effekter exponeringen har på individers hälsa men också på miljön. Slutligen värderas dessa effekter monetärt vilket gör det möjligt att fastställa samhällets kostnader för utsläppen, vilket motsvarar samhällets förväntade intäkter av att reducera utsläppen. Tillvägagångssättet har haft stor genomslagskraft för värdering av både buller- och luftrelaterad ohälsa från transportsektorn i såväl Sverige som EU. Därför är ansatsen en bra utgångspunkt för att öka förståelsen för hur miljö kvalitetsförbättringar kan värderas.

För att konkretisera hur man kan använda exponerings-respons funktioner och värderingar av hälsoeffekter i konsekvensanalyser inkluderar rapporten en analys av målkonflikten mellan miljömålen *Begränsad klimatpåverkan* och *Frisk luft*. Mot bakgrund av det som framförts och diskuterats i rapporten presenteras slutligen några sammanfattande punkter om önskemål för framtida forskning.

Avslutningsvis, trots att arbetet med konsekvensanalyser ofta är förknippat med både svårigheter och osäkerheter så bidrar det till transparenta åtgärdsbeslut. Ju bättre de samhällsekonomiska underlagen är, desto lättare är det att ta samhällsekonomiskt motiverade beslut. Det är därför viktigt att arbetet med att kvantifiera och värdera luft- och bullerrelaterade hälsoeffekter fortsätter att förbättras. En ökad samordning mellan trafikverken och andra myndigheter beträffande vilka underlag som ska användas för att värdera hälsoeffekter skulle öka konsekvensanalysernas jämförbarhet. I längden borde en ökad transparens i åtgärdernas kostnader och effekter leda till effektivare åtgärder och till en större allmän acceptans av beslutade åtgärder inom miljöpolitiken.

2. Inledning

Den miljöpolitiska ambitionen har sedan antagandet av miljö kvalitetsmålen 1999 varit att lösa de stora miljöproblemen till nästa generation. Socialstyrelsens övergripande ansvar inom miljömålsarbetet innebär att utveckla, precisera och följa upp de mål och delmål som syftar till att komma till rätta med miljörelaterad ohälsa. Hälsobegreppet omfattar såväl undvikande av sjukdom eller olägenhet, som psykiskt och socialt välbefinnande (SOU 2000:52). I miljömålsarbetet ligger fokus på miljörelaterade hälsorisker (Socialstyrelsen, 2003a). Då hälsofrågorna kan sägas beröra alla 16 miljö mål, om än i olika grad, har Socialstyrelsen valt att prioritera fem mål som de betraktar som *särskilt* relevanta för människors hälsa. Hit räknas miljö målen *Frisk luft*, *Giftpri miljö*, *Säker strålmiljö*, *God bebyggd miljö* och *Grundvatten av god kvalitet*.¹ Eftersom uppdraget syftar till att sammanställa underlag för att värdera hälsoeffekter från luftföroreningar och buller kommer den här rapporten huvudsakligen att beröra miljö målen *Frisk luft* och *God bebyggd miljö*.

Enligt Miljö hälsorapport 2001 (Socialstyrelsen, 2001) upplevs buller och luftföroreningar, tillsammans med andra miljö faktorer, som besvärande för en stor del av den svenska befolkningen. Enligt den nationella miljö hälsoenkäten (NMHE 99) bedöms 47 procent av befolkningen besväras av luftföroreningar (oftast från bilavgaser och vedeldningsrök). De vanligaste besvären var trötthet, känsla av att vara tung i huvudet, huvudvärk samt irriterad, täppt eller rinnande näsa. Dessutom framgick av enkäten att 10 procent av befolkningen har astma som gör dem extra känsliga för förorenad luft. Vidare beräknas ca 1 miljon störas av buller i bostaden minst en gång per vecka (Socialstyrelsen, 2003b). Samhällsbuller leder sällan till allvarliga sjukdomstillstånd, trots att buller är den miljö faktor som berör flest människor (2 miljoner). Det stora antalet människor som drabbas gör emellertid buller till ett stort samhällsproblem.

De personliga olägenheter och lidanden, produktionsbortfall och kostnader för medicin/sjukhuskostnader som orsakas av hälsopåverkande luft- och bullerutsläpp är att förstå som samhällsekonomiska kostnader. På motsvarande sätt kan reduktioner av hälsopåverkande luft- och bullerutsläpp betraktas som samhällsekonomiska intäkter. Den samhällsekonomiska (netto)intäkten (kostnader minus intäkter) av olika föreslagna hälsoförbättrande åtgärder som syftar till att bidra till att ett visst miljö mål nås kan emellertid variera. För att på förhand kunna göra samhällsekonomiska bedömningar av olika åtgärdsförslags effekter på olika aktörer i samhället och samhällsekonomin som helhet åligger det miljö målsmyndigheterna att genomföra konsekvensanalyser (Miljö målsrådet, 2006a). Dessa underlag syftar bland annat till att på förhand kunna bedöma om en föreslagen åtgärds kostnader överstiger dess intäkter samt om de uppskattade intäkterna baseras på ”lämpliga värden” (Miljö målsrådet, 2006a, sid. 23). Av Miljö målsrådets riktlinjer framgår även att åtgärdsförslag alltid ska föregås av kostnadseffektivitetsanalyser. I de fall exempelvis lämpliga värden saknas eller är förenade med alltför stor osäkerhet kan en konsekvensanalys som jämför olika åtgärdsalternativa

¹ För mer om miljö målen, se Miljö målsportalen (2006a).

tivs kostnader för att nå en hälsoförbättring anses vara ett välmotiverat alternativ. I en sådan analys räcker det med att åtgärdens förväntade hälsoeffekter finns kvantifierade, d.v.s. effekterna behöver inte vara monetärt värderade.

Enligt Socialstyrelsens underlagsrapport till miljömålsarbetets fördjupade utvärdering 2004 (Socialstyrelsen, 2003a) efterfrågas ett förbättrat hälsoekonomiskt underlag för att underlätta för att jämföra och göra prioriteringar mellan olika åtgärdsalternativ. Bristen på underlag försvårar för aktuell myndighet att leva upp till kraven om konsekvensanalyserade åtgärder. För att bistå Socialstyrelsen i arbetet med konsekvensanalyser har Konjunkturinstitutet sammanställt befintliga värderingar av luft- och bullerrelaterade hälsoproblem. Presenterade värden är baserade på samhällsekonomiska underlag huvudsakligen baserade på trafikens externa effekter. Anledningen till det är dels att trafiksektorn kommit längst vad gäller värdering av miljörelaterad ohälsa orsakade av luft- och bullerföroreningar och dels att trafiken står för huvuddelen av de utsläpp som har effekter på människors hälsa. Den här rapporten kommer inte att kunna ge ett entydigt svar på frågan om vilka värden miljörelaterade hälsoeffekter har eller vilka av de befintliga värderingarna som är att föredra. Istället ligger fokus på att sammanställa det som finns och i den mån det är möjligt klargöra hur olika tillämpade ansatser värderar hälsa.

Rapporten är disponerad enligt följande: Påföljande avsnitt (avsnitt 3) inleds med en kort beskrivning av Socialstyrelsens roll i miljömålsarbetet och fortsätter sedan med en snabbguide bland miljömålen i allmänhet och bland miljömål relevanta för luft och buller i synnerhet. Exempel på miljörelaterad ohälsa och samhällets kostnader därav ges i avsnitt 4. Avsnitt 5 syftar till att förklara vad en konsekvensanalys är, varför den är viktig och hur den kan tjäna sitt syfte. Avsnittet inkluderar även en samhällsekonomisk definition av det välanvända effektivitetsbegreppet. I avsnitt 6 presenteras en tankeram för kvantifiering och monetär värdering av hälsoeffekter. En inblick i ekonomisk välfärdsteori samt olika ekonomiska värderingsmetoder inkluderas också i avsnittet. En översiktlig redogörelse av avslutade och pågående forskningsprojekt inriktade på kvantifiering och värdering av luft- och bullerrelaterad ohälsa ges i avsnitt 7. I avsnitt 8 presenteras befintliga underlag för luftrelaterade hälsoproblem, medan underlag för bullerrelaterade hälsoproblem finns i avsnitt 9. I avsnitt 10 ges ett konkret exempel på en konsekvensanalys. Rapporten avslutas med sammanfattande reflektion och diskussion.

3. Miljöpolitiska riktlinjer för luft och buller – en snabbguide bland miljömålen

Efter en kort redogörelse av Socialstyrelsens roll i miljömålsarbetet, behandlas innebörd och utveckling av, samt styrfart för, de miljömål och delmål som är av relevans för luftkvalitet och bullerexponering.

SOCIALSTYRELSENS ROLL I MILJÖMÅLSARBETET

Socialstyrelsen har det övergripande ansvaret för de mål och delmål som syftar till att komma till rätta med miljörelaterad ohälsa. För att intensifiera verksamheten till de mest betydelsefulla målen ur hälsosynpunkt har Socialstyrelsen valt att fokusera insatserna på de nationella målen: *Frisk luft*, *Giftfri miljö*, *Säker strålmiljö*, *Grundvatten av god kvalitet* och *God bebyggd miljö* (Socialstyrelsen, 2006).

Prioriterade miljömål med avseende på människors hälsa²

Genom att prioritera miljömålet *Frisk luft* fokuseras på miljörelaterade hälsoproblem så som nedsatt lungfunktion, problem i luftvägar samt hjärt- och kärlproblem orsakade av luftföroreningar. Miljömålet *Giftfri miljö* syftar, ur ett hälsoperspektiv, till att motverka effekter på människans hormonsystem orsakade av exponering för organiska ämnen, medan miljömålet *Säker strålmiljö* huvudsakligen avser att reducera risken för att drabbas av hudcancer till följd av strålning från den yttre miljön. Att värna om *Grundvatten av god kvalitet* är en förutsättning för människors hälsa och därför ett prioriterat miljömål. Då människan tillbringar ca 90 procent av sitt liv inomhus, och kring hemmet, är miljömålet *God bebyggd miljö* av stor betydelse för att minska uppkomsten av allergier och överkänslighetsreaktioner, men även för att minska lungcancerfall till följd av radonexponering i bostäder. En *God bebyggd miljö* avser även att lindra människans utsatthet för buller både inomhus och utomhus som, förutom att försämra livskvaliteten för berörda, även bidrar till en ökad risk för bland annat förhöjt blodtryck. Enligt den Nationella miljöhälsorapporten (NMHE 99) är bullerexponering det miljöproblem som påverkar flest personer.

MILJÖMÅL AV SÄRSKILD RELEVANS FÖR LUFTKVALITET

Eftersom miljömålen *Frisk luft* och *God bebyggd miljö* anger riktmärken avseende både utom- och inomhusluft, är de att betrakta som centrala och relevanta. Båda syftar till att skydda människors hälsa från negativ påverkan från luftföroreningar utomhus, såväl som inomhus. Dessutom kan beröringspunkter mellan luftkvalitet och miljömålet *Giftfri miljö* skönjas. Med andra ord kan luftkvaliteten påverkas i positiv riktning genom att eliminera naturfrämmande ämnen och bibehålla naturliga ämnen inom naturliga koncentrationsintervaller. Ur hälsosynpunkt har dock *Frisk luft* och *God bebyggd miljö* framhållits vara primära för att begränsa luftföroreningarna (Socialstyrelsen, 2003a), varför fokus i den här rapporten fortsättningsvis ligger på dessa.

² Infomationen i avnittet är hämtat ur Socialstyrelsen (2006).

Frisk luft

Beträffande utomhusluften är det generella syftet med miljömålet *Frisk luft* att uppnå en luftkvalitet som varken skadar människors hälsa, djur, växter eller kulturvärden (Miljömålsportalen, 2006e). För att infria målet inom en generation anger sex olika delmål riktvärden och tidsperspektiv för vart och ett av ämnena svaveldioxid, kvävedioxid, marknära ozon, flyktiga organiska ämnen, partiklar och bens(a)pyren.³

För luftföroreningar anses det överordnade målet för utomhusluft vara mycket svårt att uppnå, varför Miljömålsrådet anser mer ambitiösa åtgärder vara nödvändiga (Miljömålsportalen, 2006f).

I Naturvårdsverkets underlagsrapport till den fördjupade utvärderingen avseende *Frisk luft* framfördes behov av, och förslag på, att ändra de då befintliga delmålen, samt förslag på nya delmål (Naturvårdsverket, 2003a). Enligt Regeringens proposition 2004/05:150 fick Naturvårdsverket gehör för sina förslag som, utöver restriktivare krav på ”acceptabel” kvävedioxidhalt, föranledde att två nya delmål, angående operativa krav för halter av partiklar och bens(a)pyren, formulerades. Socialstyrelsen, Naturvårdsverket och Folkhälsoinstitutet lyfte vidare fram behovet av en eventuell revidering av delmålet för marknära ozon då forskningsresultat visat att de negativa hälsoeffekterna därav kan vara större än man tidigare befarat (Miljömålsrådet, 2004). Med motiveringen att delmålet för marknära ozon kommer att uppnås, höll emellertid den dåvarande regeringen kvar vid den ursprungliga formuleringen (Regeringens proposition 2004/05:150).

Enligt den bedömning som gjorts av huruvida miljömålen kommer att nås till år 2020, samt om delmålen nås inom respektive fastställda tidsramar (Miljömålsportalen, 2006g) framgår att fyra av totalt sex av *Frisk lufts* delmål är svåra, eller mycket svåra, att infria inom fastställda tidsramar. Läget för de två nya delmålen avseende partiklar och bens(a)pyren, anses särskilt bekymmersamma, varför Miljömålsrådet efterlyser kraftfullare åtgärder.

För att komma till rätta med de mer problematiska delmålen har ett åtgärdsprogram för exempelvis kvävedioxid inrättats för städerna Göteborg, Helsingborg, Malmö, Stockholm, Umeå och Uppsala. När det gäller marknära ozon har en miljökvalitetsnorm för ozon införts (Miljömålsrådet, 2006b). Den anger de nivåer som ska eftersträvas fram till år 2010, d.v.s. målet att upprätthålla en genomsnittlig ozonmängd i utomhusluft som inte överstiger 120 µg/m³ luft som åtta timmars medelvärde (SFS 2001:527, 9a §). Det har gjorts insatser för att informera såväl allmänhet som däckbransch om problemet, då överskridande av delmålet för partiklar främst beror på uppvirvat damm från dubbdäck (Miljömålsrådet, 2006b). Vidare har nya krav på partikelutsläpp för tunga lastfordon samt för arbetsmaskiner införts. Dessutom är skärpta partikelutsläpp för både tunga och lätta fordon att vänta både till följd av Miljöklass

³ Se Miljömålsportalen (2006e) för fullständiga formuleringar av miljömålet *Frisk luft* och dess delmål.

2005⁴ och av den föreslagna skattereduktionen för dieselfordon med låga partikelemissioner. Beträffande delmålet för bens(a)pyren tycks de tekniska förutsättningarna finnas för att kunna minska utsläppen. Dock behövs fler åtgärder för att stimulera en sådan utveckling (Miljömålsrådet, 2006b).

God bebyggd miljö

Avsikten med målet *God bebyggd miljö* är att inom en generation tillhandahålla en god och hälsosam omgivning för människor i städer, tätorter och annan bebyggd miljö. Målet omfattar även tillvaratagande och utveckling av natur- och kulturvärden samt lokalisering av byggnader och anläggningar som möjliggör för en långsiktigt godushållning av mark, vatten och övriga resurser. Mer konkret inriktat på luftkvalitet är delmål 7 (*God inomhusmiljö*) som, utöver krav på dokumenterad fungerade ventilation, senast år 2015, för alla byggnader som regelbundet huseras av människor, även utfäster kvantitativa riktpunkter för radonhalten i skolor, förskolor och bostäder (Miljömålsportalen, 2006b). För samtliga byggnader gäller att radonhalten ska understiga 200 Bq/m³ luft. För skolor och förskolor ska målet vara infriat redan år 2010, medan för bostäder gäller att till år 2020 reglera halten till delmålet nivå.

För att uppfylla det överordnade målet om en *God bebyggd miljö* behöver ytterligare förändringar och åtgärder vidtas (Miljömålsportalen, 2006c). Delmål 7, *God inomhusmiljö*, bedöms vara mycket svårt att infria, något som utöver avsaknad av effektiva styrmedel (Miljömålsportalen 2006d) hänförs till otillräckligt kunskapsunderlag, låg saneringstakt och bristfällig ventilationskontroll (Miljömålsrådet, 2006b).

I samband med den fördjupade utvärderingen av miljömålen 2004 uppmanade Socialstyrelsen till ökad uppmärksamhet av inomhusmiljön i miljömålsarbetet (Socialstyrelsen, 2003a). Utöver allmänna önskemål om nya relevanta delmål som fokuserar på förbättrad inomhusluft föreslogs att delmålet *God inomhusmiljö* även skulle omfatta fukt- och mögelproblem. Baserat på att det senare delmålet trätt i kraft så sent som år 2002 ansåg emellertid den dåvarande regeringen att det ifrågavarande delmålet givits för kort tid att leva upp till sitt initiala syfte, varför omformulering och tillägg sköts på framtiden (Regeringens proposition 2004/05:150).

Som en del i miljömålsarbetet beträffande inomhusluft har Boverket och Hyresgästernas riksorganisation startat informationskampanjer i syfte att få fler att mäta radonhalten i sina bostäder, och vid behov åtgärda radonolägenheter (Miljömålsrådet, 2006b). Vidare har kommuner, på Socialstyrelsens initiativ, tagit del i ett tillsynsprojekt om radon i skolor och förskolor. År 2005 uppgav ungefär hälften av Sveriges 290 kommuner att bostäder inventerats beträffande radonsituationen. Trots insatser framgår av Byggnadsmiljöutredningens (SOU 2005:55) slutbetänkande att inomhusmiljön kräver fortsatt och uppdaterad kartläggning.

⁴ Miljöklass 2005 är en av fyra klasser i den svenska miljöklassindelningen av personbilar. Miljöklasserna ger ett mått på bilars utsläpp av koloxid, kväveoxid och kolväten (Konsumtverket, 2006).

MILJÖMÅL AV SÄRSKILD RELEVANS FÖR BULLEREXPONERING

Miljömålsarbetet beträffande önskvärda begränsningar för buller, d.v.s. oönskat ljud, innefattar i första hand miljömålet *God bebyggd miljö*, men berörs även i miljömålen *En storslagen fjällmiljö* och *Hav i balans samt levande kust och skärgård*. Oavsett vilket av nämnda miljömål, är den grundläggande innebörden att buller inte ska ha någon negativ hälsopåverkan på människor.

God bebyggd miljö

Syftet med målet *God bebyggd miljö* är att tillhandahålla en god och hälsosam omgivning. Delmål 3 - *Buller*, ställer krav på att bullerstörningar från trafik ska minska med 5 procent till år 2010, jämfört med 1998 (Miljömålsportalen, 2006b). Trots åtgärdssatsningar anses delmålet för buller bli svårt att nå. För att kunna leva upp till fastställda krav på en god ljudmiljö för alla, betraktar Miljömålsrådet en sänkning av bullernivåerna med ca 10 dB som nödvändig (Miljömålsportalen, 2006d).

I Miljömålsrådets utvärdering av miljömålen 2004 tas fasta på Socialstyrelsens och Boverkets förslag om en översyn av delmålet för buller (Miljömålsrådet, 2004). Avsikten med en sådan skulle vara att rikta större uppmärksamhet åt bullerrelaterade hälsoeffekter och antalet faktiskt bullerstörda individer, istället för på fastställanden av ”acceptabla ljudnivåer” (Miljömålsrådet, 2004; Socialstyrelsen 2003a). Förslaget anses vara relevant då många människor upplever sig besvärade även av ljudnivåer under riktvärdesnivåerna (Miljömålsrådet, 2006b). Vidare framförs att delmålet borde breddas till att omfatta såväl trafikrelaterat buller, som oönskat ljud från andra källor som exempelvis buller från fasta installationer (fläktar, hissar mm) och från musik.

Att döma av Miljömålsrådets (2006b) årliga uppföljning av miljömålen är beslutfattares kunskap om bullerrelaterade hälsoproblem otillräcklig. Utöver pågående och genomförda åtgärdssatsningar uppmärksammas ett antal politiska beslut som anses nödvändiga för att kunna leva upp till delmålet för buller. Bland annat efterfrågas stringentare EG-direktiv för fordon och däck, samt incitament för att stimulera användandet av både tystare fordon och däck. Vidare framförs krav på en rejäl minskning av andelen dubbdäck, samt satsningar på vägmaterial och teknik som kan generera en tystare trafik. Politiska beslut om ökade informativa kraftansträngningar och en för syftet bättre lokalisering av bostäder framförs också som eftersträvarvärda. Miljömålsrådet (2006b) lyfter behovet av fortsatta satsningar på skyddsåtgärder, så som uppföranden av bullerplank och/eller bullerdämpande fasadåtgärder i väntan på beslut.

Storslagen fjällmiljö

Delmål 2 till miljömålet *Storslagen fjällmiljö* syftar till att göra bullerstörande verksamhet i fjällmiljö försumbar (Miljömålsportalen, 2006i). Trots Miljömålsrådets bedömning att det övergripande målet för *Storslagen fjällmiljö*, under vissa förutsättningar, kan uppnås, råder oklarhet om delmålet för buller går att infria (Miljömålsportalen, 2006h; Miljömålsportalen, 2006i). Delmålet avser högt ställda bullerkrav för terrängskotrar i trafik senast år 2015, samt försumbara bullernivåer från luftfartyg senast år 2010.

Enligt uppskattningar lever endast ett fåtal terrängskotrar upp till ställda bullerkrav, vilket innebär att mer kraftfulla åtgärder måste till för att nå delmålet (Miljömålsrådet, 2006b). Möjligheterna att få till stånd ett trafikregister innehållande respektive fordons bullernivå utreds av Vägverket.

Beträffande bullernivåer från luftfart har Luftfartsstyrelsen fått i uppdrag att utveckla ett tillfälligt system för rapportering av samtliga flygoperatörers och myndigheters flygverksamhet inom berörda fjällområden (Miljömålsrådet, 2006b). Ett dylikt system är tänkt att underlätta för att utröna vilka ytterligare åtgärder som behöver vidtas för att delmål 2, *Buller*, ska kunna uppnås.

Hav i balans samt levande kust och skärgård

Även om fler åtgärder krävs för att uppfylla det överordnade miljömålet om hållbara, produktiva och biologiskt rika hav, kuster och skärgårdar (Miljömålsportalen, 2006j), tycks åtgärder för delmål 6 – *Buller* och andra störningar ha gett resultat. Delmålsformuleringen anger att oönskat ljud och störningar relaterade till båttrafik inom så kallat ”särskilt känsliga” skärgårds- och kustområden ska obetydliggöras senast år 2010 (Miljömålsportalen, 2006k). Delmålet kommer att nås, under förutsättning att redan beslutade åtgärder genomförs.

4. Miljörelaterad ohälsa

Hälsoperspektivet i miljömålsarbetet syftar, enkelt uttryckt, till att klarlägga och minska människors exponering för hälsoskadliga miljöfaktorer, som exempelvis olika typer av föroreningar (Miljömålsportalen, 2005a). På så sätt kan uppkomst av miljörelaterad ohälsa hejdas, förvärrande sjukdomssymtom av föroreningar i miljön motverkas, och förutsättningarna för god hälsa i samhällsplaneringen förbättras.

MILJÖRELATERADE HÄLSOEFFEKTER I SVERIGE – VAD VET MAN?

Institutet för Miljömedicin vid Karolinska institutet (IMM) och Arbets- och miljömedicin vid Stockholms läns landsting (AMM) har, på uppdrag av Socialstyrelsen, tagit fram två nationella miljöhälsorapporter. Medan den tidigare rapporten behandlar relativt väl studerade hälsoeffekter hos vuxna, fokuserar den senare på miljöfaktorer betydelse för ohälsa hos barn (se Socialstyrelsen, 2001; Socialstyrelsen, 2005). Att belysa skillnader mellan miljöfaktorerers effekter på vuxna och barn är av betydelse för utformning av miljömålen. Om miljömålens utformning endast utgår från studier gjorda på vuxna bortses från skillnader beträffande såväl fysiologiska förutsättningar som exponeringsförhållanden. Relativt vuxna andas barn in mer syre i proportion till sin vikt, vilket gör att de löper större risk att få i sig mer giftiga ämnen per kroppsvikt. Vidare utgör barn, på grund av sina beteenden och bristande skyddsinsikter, en särskild riskgrupp avseende bullerrelaterade hälsoeffekter (Socialstyrelsen, 2005).

Miljöhälsorapport 2001 (Socialstyrelsen, 2001) baseras på information hämtad från den nationella miljöhälsoenkäten, NMHE 99. Totalt ombads 15 750 slumpmässigt utvalda personer i Sveriges 21 län att besvara enkäten, d.v.s. 750 mottagare per län. Enkäten besvarades av 11 233 personer i åldrarna 19-81 år, vilket motsvarar en svarsfrekvens på 71,3 procent. Även om rapporten framhåller osäkerheterna och svårigheterna med att kvantifiera olika miljöfaktorerers effekter på människors hälsa presenteras grova uppskattningar av inverkan på hälsotillståndet. Av Tabell 1 framgår exempelvis att radonexponering inomhus uppskattas generera 400 fall av lungcancer per år, medan utomhusluftrelaterade lungcancerfall uppskattas till 100-200 fall per år. Vidare framgår att medan människor till följd av olika nationella och internationella riskbegränsande åtgärder exponeras allt mindre för föroreningar i inomhusmiljö, tobaksrök, och blyutsläpp, ökar exponeringen för t.ex. föroreningar i utomhusluften samt för bromerade flamskyddsmedel.

Hälsoeffekter av så kallade fysikaliska miljöfaktorer som exempelvis buller utforskas allt mer. Buller påverkar människor på flera olika sätt. Viss bullerpåverkan är direkt märkbar i människors vardag så som exempelvis oljud som stör i samband med konversationer eller utomhusvistelse (Bickel & Friedrich, 2005). Annan bullerpåverkan kan vara svårare att uppfatta så som exempelvis bullers inverkan på människors välbefinnande och hälsa. Hälsoeffekter som risk för högt blodtryck, hjärtinfarkt, kärlkramp och sömnstörningar har i epidemiologiska studier kopplats samman med bullerexponering från exempelvis transporter (Bickel & Friedrich, 2005). Den kanske mest påtag-

liga hälsoeffekten orsakad av buller är hörselnedsättning som, i ett internationellt perspektiv, är den vanligaste oåterkalleliga arbetsskadan (Socialstyrelsen, 2001).

Tabell 1 Grova skattningar av miljörelaterade hälsoeffekter

Miljöfaktor	Förekomst (prevalens)	Antal fall per år (incidens)	Exponering/Trend
Luftvägsskadande luftföroreningar	10 procent besvärade av luftföroreningar	Ca 1 000 sjukhusinläggningar (<0.5 procent av alla inläggningar avseende luftvägs- och kärlsjukdomar	NO2 minskar, men ej ozon eller PM10. Rekommenderade värden överskrids.
Cancerframkallande luftföroreningar		100-200 lungcancerfall	Bensen minskar, men ej PAH. Lågrisknivåer överskrids.
Inomhusmiljö	10-20 procent besvärade av inomhusmiljön. 7 procent har symptom i bostaden.		Minskad exponering generellt
Radon		400 fall av lungcancer	200 000-400 000 exponeras över gränsvärdet
Miljötabaksrök		30-60 fall av lungcancer, drygt 1000 insjuknanden i hjärtinfarkt och ischemisk (orsakad av syrebrist) hjärtsjukdom.	Generellt minskande exponering.
Smittspridning via vatten		2-10 smittoutbrott 100-13 600 magsjuka	Minskar ej
Smittspridning via föda		300 000-500 000 magsjuka	Minskar ej
Bly	Sannolikt inga mätbara effekter		Har minskat sedan 70-talet, men ej längre
Metylkviksilver i fisk		Okänt antal	Minskar troligen ej
Kadmium i kosten	I storleksordningen 5 000-10 000 personer uppskattas ha njurpåverkan.		Sannolikt fortfarande en liten ökning. Rökning medför betydande exponering.
Arsenik i vatten		Upp till 2 cancerfall	Naturlig förekomst
Nickel	Ca 15 procent av kvinnorna är nickelallergiska genom hudkontakt med föremål som avger nickel.		Hittills ökande exponering, men ny lagstiftning begränsar.
Dioxiner och PCB		Okänt antal	Genomsnittligt intag ligger vid det högsta tolerabla intaget. Exponeringen minskar långsamt eller inte alls.
Bromberade flamskyddsmedel		Kunskap saknas	Ökar
Hormonpåverkande ämnen		Kunskap saknas	Kunskap saknas
Buller	Ca 20 procent störda av vägtrafik och grannar.		Oförändrat
Elektromagnetiska fält från kraftledningar		<1 fall av barnleukemi	Oförändrat
Magnetfält från mobiltelefoner		Inga hälsorisker dokumenterade	Ökar kraftigt
UV-ljus	Orsakar stor andel av hudcancer.	Inga hälsorisker dokumenterade	Ökar kraftigt. Framförallt beroende på solvanor.

Källa: Socialstyrelsen (2001)

Liksom Miljöhälsorapport 2001 (Socialstyrelsen, 2001) är efterföljande Miljöhälsorapport 2005 (Socialstyrelsen, 2005) baserad på en rikstäckande enkätundersökning som tar hänsyn till i stort sett samma miljöfaktorer som föregångaren, dock med fokus på barn. Barnens miljöhälsoenkät 2003, BMHE 03, skickades ut till föräldrarna till ca 40 000 barn i ålderskategorierna 8 månader, 4 år, respektive 12 år, i syfte att få kunskap om barns exponering och dess eventuella hälsoeffekter. Enkäten besvarades av 29 116 individer, vilket, efter diverse korrigeringar, motsvarade en total svarsfrekvens på 71 procent (Socialstyrelsen, 2005). Även om svenska barns hälsa står sig bra i internationella jämförelser kan det vara värt att notera att antalet allergiska barn fördubb-

lats i Sverige under de senaste årtiondena. Kvantifierade mått på hur stor andel av allergisjukdomarna hos barn som orsakas av miljöfaktorer saknas (Socialstyrelsen, 2001).

Världshälsoorganisationen (WHO) har nyligen givit ut en rapport om olika miljöfaktorerers hälsoeffekter (WHO, 2007a). Av rapporten framgår bland annat att ca 500 svenskar dör i förtid till följd av luftföroreningar (WHO, 2007b). Då partikelhalten används som mått på föroreningshalten i utomhusluften, kan en stor del av de uppmätta effekterna hänföras till trafikrelaterade luftutsläpp. En nyutkommen studie, som gjorts i samarbete mellan svenska och brittiska forskare, visar exempelvis att hjärtsjuka personer löper stor risk att dö i förtid när de utsätts för bilavgaser i stadsmiljö (Mills m.fl., 2007). Med hjälp av experiment där tio av tjugo hjärtsjuka medelålders män utsatts för avgaser när de cyklat på träningscyklar i slutna försöksrum, medan de övriga tio andades vanlig luft, har forskarna kunnat påvisa ökad risk för proppbildning samt tecken på syrebrist i hjärtat. Proppbildningen och syrebristen kan i sin tur leda till hjärtinfarkt eller slaganfall (Mills m.fl., 2007). Exponeringen för bilavgaser motsvarade den mängd en person uppskattas få i sig under en vistelse på Hornsgatan i Stockholm en trafikintensiv dag.

Preliminära resultat från ett pågående WHO-projekt om buller visar att ungefär tre av hundra dödsfall i slaganfall eller hjärtinfarkt kan relateras till långtidsexponering för trafikbuller (Coghlan, 2007). År 2003 tillsatte WHO en särskild arbetsgrupp för bullerrelaterade hälsofrågor.⁵ Arbetsgruppen har, utöver hjärtrelaterade effekter, kommit fram till att två procent av Europas befolkning lider av svåra sömnstörningar orsakade av bullerföroreningar medan femton procent besväras avsevärt (Jha, 2007). Vidare framgår att höga trafikbullernivåer ligger bakom tre procent av fallen av tinnitus.

MILJÖRELATERADE HÄLSOEFFEKTER – VAD KOSTAR DET?

I Miljömålskommitténs betänkande Framtidens miljö – allas vårt ansvar (SOU, 2000:52) uppskattas den miljörelaterade ohälsan kosta samhället mellan SEK 8-10 miljarder kronor varje år. Summan är, enligt utredningen, baserad på (direkta) kostnader för sjukfrånvaro, sjukhusbesök, sjukhusinläggningar och mediciner, vilket kan relateras till ett kostnadsmått som ofta tidigare har använts för att bedöma kostnader för ohälsa, nämligen så kallad ”Cost-of-Illnes” (COI). Problemet med denna typ av kostnadsmått är att de inte mäter den nytta en individ har av att bli friskare. Ju mer nytta individen har av icke-marknadsrelaterade upplevelser som t.ex. välbefinnande, ork, rörlighet, upplevelser m.m., desto sämre approximerar COI-måttet värdet av en hälsoförbättring. Genom att exkludera icke-marknadsprissatta hälsoeffekter underskattar den uppskattade kostnaden av miljörelaterad ohälsa därmed den samhällsekonomiska kostnaden. För att kunna värdera icke-marknadsprissatta hälsoeffekter krävs andra värderingsmetoder. Detta framgår tydligare av diskussionen i avsnitt 6.

⁵ Arbetsgruppen går under namnet: ”WHO’s Working Group on the Noise Environmental Burden of Disease”.

Generellt kan dock sägas att för att kunna värdera hälsoeffekter fordras kvalificerade metoder både för att kvantifiera och att värdera effekter på hälsan. Än mer problematiskt blir det av att både kvantifieringen och värderingen skiljer sig åt över geografiska områden, mellan individer och över tiden. Trots svårigheter och osäkerheter har olika ansatser värderat miljö- och hälsoeffekter som orsakats av luft- och bullerföroreningar både nationellt och internationellt. Sådan kunskap är både nödvändig och behjälplig i arbetet med att ta fram konsekvensanalyser inom miljömålsarbetet.

5. Konsekvensanalys, ekonomisk effektivitet och jämförbara hälsomått

I Sverige finns ett juridiskt ramverk för att förmå myndigheter att analysera förväntade konsekvenser av nya eller reviderade åtgärdsförslag innan beslut fattas.⁶ Därtill innehåller miljömålsmyndigheternas regleringsbrev formuleringar om krav på att specifika mål inom olika områden ska uppnås genom kostnadseffektiva åtgärder. Trots fastställda lagar och regleringar efterlyste regeringen i sin miljömålsproposition (2004/05:150) ett förbättrat samhällsekonomiskt beslutsunderlag. Följande avsnitt avser att först förklara *vad* konsekvensanalyser är, *varför* de är viktiga och *hur* de kan tjäna sitt syfte. Avsnittet innehåller även en konkretisering av effektivitetsbegreppet och avslutas med en presentation av ett hälsomått som skulle kunna användas för att jämföra och prioritera olika åtgärdsalternativ i de fall där värderade hälsoförbättringar saknas eller är förknippade med alltför stora osäkerheter.

KONSEKVENSPANALYS – VAD, VARFÖR OCH HUR?

Då (miljö)politiska beslut kan få konsekvenser för såväl enskilda aktörer (stat, företag, medborgare), som för samhället i sin helhet, bör dessa beaktas och bedömas. Konsekvensanalyser möjliggör ett sådant förfarande då de utgör strukturerade beslutsunderlag som innehåller föreslagna miljöåtgärders effekter på exempelvis statsfinanserna (t.ex. statsbudgetens saldo), företagen (t.ex. konkurrensförhållanden), medborgarna (t.ex. fördelningen av samhällets resurser) och på miljön/hälsa. Ju mer en åtgärds samhällsekonomiska effekter kan identifieras på förhand, ju bättre samhällsekonomiskt beslutsunderlag kan en konsekvensanalys utgöra. Om effekterna kvantifieras och värderas är det, även om så inte alltid krävs, möjligt att genomföra en samhällsekonomisk kostnads-/intäktsanalys. Det ger beslutsfattare möjlighet att väga det ”goda” (nyttan) mot det ”onda” (kostnaden). Den samhällsekonomiska logiken bygger på att avslå projekt som uppvisar en förväntad negativ nettonyttan.⁷ Det är dessutom möjligt att prioritera de projekt som uppvisar den största förväntade positiva nettonyttan.

Förhandsbedömningar av olika miljöåtgärders konsekvenser för samhällets aktörer är emellertid förknippade med stora osäkerheter. Det gäller exempelvis spridningen av miljöpåverkande utsläpp samt deras effekter på människors hälsa. Då kostnaderna för att genomföra en föreslagen miljöåtgärd ofta kan beräknas med större säkerhet än dess förväntade intäkter av exempelvis bättre hälsa riskerar bristande samhällsekonomiskt underlag leda till att hälsoförbättrande miljöåtgärder inte prioriteras. Trots närvaron av osäkerheter och svårigheter, är det viktigt att konsekvensanalysera miljöpolitiska åtgärder. Anledningen är att samhällets resurser är knappa, varför prioriteringar mellan

⁶ Enligt verksförordningen (SFS 1995:1322) och enligt förordningen (SFS 1998:1820) om särskild konsekvensanalys av reglers effekter för små företags villkor (Simpl.exförordningen), måste förändringar av åtgärder samt nya åtgärdsförslag utredas med avseende på deras konsekvenser för samtliga aktörer. Vidare ställer miljöbalkens hänsynsregler krav på att nyttan av miljömässiga skyddsåtgärder samt andra försiktighetsmått avseende miljön, ska ställas i proportion till åtgärdens förväntade kostnader (SFS 1998:808, Kap. 2, 7§).

⁷ För en introduktion till samhällsekonomiska kalkyler, se SIKA (2005a).

olika åtgärder måste göras. Även om, exempelvis, miljön kan uppfattas som ovärderlig, leder varje förbättrande miljöinsats till att mindre resurser återstår för andra konkurrerande miljöförbättrande åtgärder. Det betyder att det ligger i samhällets intresse att kunna jämföra olika åtgärders fördelar (nyttor) och nackdelar (kostnader).

För att bistå förslagsställande miljömyndigheter i arbetet med att bedöma konsekvenser av olika miljöpolitiska åtgärdsförslag, har Miljömålsrådet fastställt riktlinjer och minimikrav för vad konsekvensanalyserna ska innehålla.⁸ Inför den fördjupade utvärderingen 2008 framgår av Miljömålsrådets instruktioner (Miljömålsrådet, 2006a) att alla åtgärdsförslag ska föregås av kostnadseffektivitetsanalyser⁹ samt att samtliga konsekvensanalyser ska upprätthålla en standard som möjliggör för dem att tjäna sitt syfte, d.v.s. utgöra underlag för att kunna bedöma om (sid. 23):

- (i) kostnaderna överstiger intäkterna
- (ii) kostnaderna är så stora att de kräver en omfattande finansiering
- (iii) de uppskattade intäkterna baseras på lämpliga värden
- (iv) åtgärdsförslaget kan anses praktiskt genomförbart

Då konsekvensernas omfattning av olika förändringar inom miljöpolitiken kan förväntas bero på det underliggande problemets karaktär har Miljömålsrådet även fastställt tre olika ambitionsnivåer för analyserna: *hög*, *medel* och *låg* (Miljömålsrådet, 2006a). Dessa ambitionsnivåer är direkt förknippade med ett miljöproblems egenskap, svårighet och omfattning. Den höga ambitionsnivån avser åtgärder för att korrigera omfattande och svårlösta miljöproblem vars konsekvenser är komplicerade att identifiera. Här förväntas ekonomer och sakkunniga samarbeta för att, med hjälp av modeller, uppskatta problemets karaktär och samhällsekonomiska påverkan. I detta ingår att undersöka om det kan finnas eventuella målkonflikter mellan dels olika miljömål, och dels mellan miljömål och andra samhällsmål. Exempel på en analys av en konflikt mellan olika miljömål ges av Östblom (2007) där förändrade förutsättningar för att uppnå klimatmålet *Begränsad klimatpåverkan* leder till ökade kväve- och svaveloxidutsläpp som i sin tur försvårar för att uppnå miljömålet *Friske luft*. Vidare innefattar en hög ambitionsnivå att eventuella samverkande effekter mellan olika mål ska beaktas (Miljömålsrådet, 2006a). I bästa fall kan insatser för att uppfylla ett mål leda till bättre förutsättningar för att uppnå ett annat mål, något som i så fall ska vägas in i beslutprocessen. Dessutom ska hållbarhetsaspekter uppmärksammas, d.v.s. att de åtgärder som vidtas ska bidra till miljöpolitikens överordnade mål om att inom en generation lösa alla miljöproblem (Miljömålportalen, 2006l). Miljömålsrådet (2006a) uttrycker även att en monetär värdering av den mest betydelsefulla hälso- och miljönyttan är önsk-

⁸ För riktlinjer, minimikrav samt vilka steg som ska ingå i konsekvensanalyser inom miljömålsarbetet, se Miljömålsrådet (2006a). För övrig framtagna handledning för konsekvensanalys i praktisk mening, se Naturvårdsverket (2003b) och Nutek (2006). För analyser särskilt inriktade på konsekvenser för småföretag, se Näringsdepartementet (2001).

⁹ Begreppet kostnadseffektivitet och vad sådana analyser inkluderar behandlas på sid. 23 i den här rapporten.

värd. Det sistnämnda ställer således krav på att värderingar av miljö- och miljörelaterade hälsoeffekter finns tillgängliga, eller måste tas fram av den konsekvensanalyserande myndigheten.

Medelnivån för ambitionerna riktar sig till överblickbara och avgränsade miljöproblem (Miljömålsrådet, 2006a). Även här förväntas ekonomer och saks experter tillsammans ta fram ”relativt omfattande ekonomiska kalkyler” (sid. 25) över hur exempelvis åtgärden slår mot en viss sektor. Nyttan med den miljö- eller hälsoförbättrande åtgärden bör redovisas kvantitativt eller monetärt.¹⁰

Låg ambitionsnivå anses räcka för att analysera konsekvenser av åtgärder som syftar till att lösa enklare miljöproblem där eventuella konsekvenser kan anses små och över-skådliga. Här kan en beskrivande (kvalitativ) bedömning, snarare än en beräknad (kvantitativ) bedömning anses tillräcklig.¹¹

För att summera avser en samhällsekonomisk konsekvensanalys, oavsett ambitionsnivå, att besvara om en föreslagen åtgärd är samhällsekonomiskt försvarbar. Samhällsekonomiska motiveringar uttrycks ofta i termer av effektivitet. Följande avsnitt behandlar innebörden av effektivitetsbegreppet.

EFFEKTIVITETSBEGREPPET I MILJÖPOLITIKEN

Eftersom tolkningsutrymmet av begreppet *effektivitet* tycks vara lika omfattande som dess retoriska användningsområde görs här ett försök att reda ut vad som är vad. I grova drag skulle man kunna indela det effektivitetsbegrepp som florerar i den miljöpolitiska debatten i två kategorier; den ena avser *ekonomisk effektivitet* och den andra avser *måluppfyllelse*.

Ekonomisk effektivitet

Då det gäller ekonomisk effektivitet är det vanligt att samhällsekonomisk effektivitet felaktigt likställs med företagsekonomisk effektivitet (Bohm, 1996). Företagsekonomisk effektivitet avser dock endast maximering av företagsekonomisk vinst i monetär form (intäkter minus kostnader), medan samhällsekonomisk effektivitet avser maximering av samhällsekonomisk vinst, d.v.s. samhällsekonomiska intäkter minus samhällsekonomiska kostnader. Skillnaden är att samhällets intäkter och kostnader, förutom att de innefattar företagets intäkter och kostnader, också innefattar sådana intäkter och kostnader som t.ex. kan kopplas till icke-marknadsprissatta varor. Exempelvis kan en miljöpolitisk åtgärd, såsom att företagets utsläpp regleras, leda till en samhällsekonomisk intäkt i form av bättre hälsa. Detta är en intäkt som företagen inte tar med i sin kalkyl i sin strävan att maximera företagets vinst.

¹⁰ För ett exempel på en konsekvensanalys av en särskild sektor där stora effekter inte kan uteläutas, se Hammar (2006) som analyserat konsekvenser av ett eventuellt införande av en svensk kilometerskatt för skogsindustrin.

¹¹ Trots önskemål om en partiell analys kan åtgärdsförslaget om ett nationellt förbud av fosfater i tvätt- och rengöringsmedel (Kemikalieinspektionen, 2006), utgöra ett gott exempel på en konsekvensanalys med låg ambitionsnivå. Den låga ambitionsnivån kan motiveras av att effekterna på samhällets aktörer uppfattas som relativt små då en majoritet av dagens tvättmedel är fosfatfria samtidigt som huvuddelen av alla hushålls avlopp är anslutna till kommunal avloppsrening.

Samhällsekonomisk effektivitet innebär att miljömålen sätts optimalt i ett välfärdsperspektiv och att dessa mål sedan uppnås till lägsta möjliga kostnad. Ett miljömål anses optimalt satt när målet uppnås så att (Brännlund & Kriström, 1998, sid. 172):

- samhällets nytta av ytterligare en enhet miljöförbättring (marginalnyttan) är lika med samhällets kostnad för att uppnå ytterligare en enhet miljöförbättring (marginalkostnaden).

Det betyder att för att kunna besluta om förslag på nya eller förändrade miljömål på basis av samhällsekonomisk effektivitet, måste beslutsfattarna känna till samhällsekonomins alla nytto- och kostnadssamband. Hur mycket nytta tillförs det svenska samhället när vår industri åläggs en viss utsläppsminskning till exempelvis Östersjön? Dessutom, vad kostar det samhället att åstadkomma denna minskning, exempelvis vilka reningskostnader drabbas industrin av? Viktigt att inse är att det är värdet på den sista enheten producerad nytta (marginalnyttan) och kostnaden för att uppnå den sista nyttoenheten (marginalkostnaden) som bestämmer vilken nivå miljömålet ska sättas på. Baserat på exemplet ovan betyder det att den samhällsekonomiskt effektiva utsläppsnivån till Östersjön kommer att sättas där marginalnyttan är lika med marginalkostnaden. Att ha information om var dessa sammanfaller ställer enorma krav på beslutsfattare och i praktiken är ett sådant villkor svårt att efterleva. Anledningen är att de som tar miljöpolitiska beslut inte har tillgång till all den information som krävs för att kunna identifiera ett samhällsekonomiskt effektivt miljömål.

Om miljömålen i praktiken inte kan bestämmas på ett välfärdsoptimalt sätt måste något annat rättesnöre vara vägledande. Beträffande miljömålen kan de ses i ljuset av att de uttrycker ett för samhället önskvärt tillstånd snarare än ett i strikt mening, samhällsekonomisk optimalt tillstånd. De svenska miljömålen utgår ifrån miljöbalkens försiktighetsprincip (2 kap, 3 §) samt skälighetsprincip (2 kap7 §). Det innebär att miljömålen i praktisk mening sätts utifrån kritiska belastningspunkter och (företags)ekonomisk rimlighet, snarare än samhällsekonomisk optimalitet. Även om så är fallet är konsekvensanalysens viktigaste uppgift att försöka uppskatta samhällsekonomiska konsekvenser för att infria satta mål. Det betyder att i konsekvensanalysmanhang tas målen för givna, och fokus flyttas från målen till åtgärder för att uppnå dem.

När väl ett miljömål är satt utifrån principerna om försiktighet och skälighet kan beslutsfattarna besluta om åtgärder som gör att detta mål uppnås till minsta möjliga kostnad. Det är här begreppet *kostnadseffektivitet* kommer in i bilden. Det bör poängteras att även om villkoret uppfylls så är det ensamt inte tillräckligt för att miljöpolitiken ska anses vara samhällsekonomiskt effektiv, det är bara åtgärderna som är kostnadseffektiva. Kostnadseffektivitet innebär att (Brännlund & Kriström, 1998, sid. 172):¹²

¹² För mer om begreppet kostnadseffektivitet, se Lindblom & Hansson (2004). För metodologiska frågeställningar och empiriska tillämpningar i den svenska klimat- och energipolitiken, se Söderholm & Hammar (2005). För en utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen, se Samakovlis & Vredin Johansson (2007).

- den miljöförbättring som eftersträvas uppnås till lägsta möjliga samhällsliga kostnad, d.v.s. så att marginalkostnaden är lika för samtliga aktörer.

Kostnadseffektivitet tar alltså bara hänsyn till kostnadssidan av en miljöpolitisk åtgärd och tar nytto- eller intäktssidan av åtgärden för given. Teoretiskt sett är det alltså möjligt att genomföra en åtgärd, för att nå ett visst utsläppsmål, på ett kostnadseffektivt sätt även om åtgärden i samhällsekonomiskt perspektiv leder till ökad ekonomisk ineffektivitet. Med andra ord, det är alltså möjligt att kombinera kostnadseffektivitet med resursslöseri, om företagna åtgärder leder till förhållandevis små positiva, inga, eller till och med negativa nyttoförändringar. Krasst uttryckt, en situation där det kostar mer än det smakar uppstår, exempelvis om ett miljömål är alltför ambitiöst satt. I princip säger det att den åtgärd som kostar minst att genomföra ska genomföras först, och när målet har uppnåtts ska alla åtgärder som bidragit till målet betinga samma marginalkostnad för en ytterligare enhets miljöförbättring.

Måluppfyllelse

I Lindblom & Hansson (2004) diskuteras effektivitetsbegreppets miljöpolitiska mångtydighet. Enligt författarna anses begreppets kärnbetydelse vara liktydigt med måluppfyllelse, där graden av effektivitet är kopplat till hur väl man lyckas uppfylla det eller de miljömål som satts upp, oavsett kostnad. Enligt denna tolkning kan alltså begreppet åsyfta ett enskilt mål där begreppet *effektivitet* likställs med vad man på engelska uttrycker som *effectiveness*. Här följer att ju högre grad av måluppfyllelse, ju högre effektivitet. Om, som ofta är fallet i verkligheten, effektivitetsbegreppet avser två eller flera mål samtidigt, gäller att måluppfyllelse endast är effektiva om ett av målen kan uppfyllas i högre utsträckning utan att det bär med sig att ett annat mål uppfylls i lägre utsträckning (Lindblom och Hansson, 2004). Eftersom effektiviteten begränsar sig till måluppfyllelse utan beaktande av samhällsekonomiska kostnader och/eller intäkter beaktar vi inte det begreppet vidare i den här rapporten.

Det som hittills sagts i Avsnitt 5 kan sammanfattas enligt följande: För att miljöpolitiken i strikt teoretisk mening ska kunna anses vara samhällsekonomiskt effektiv krävs såväl att miljömålen är optimalt satta i ett välfärdsperspektiv som att de åtgärder som vidtas för att uppnå målen är kostnadseffektiva. I praktisk mening är det emellertid rimligt att utgå från att satta miljöpolitiska mål tas för givna när olika åtgärder föreslås. Det är även rimligt att anta att flera åtgärder behövs för att uppfylla beslutade miljöpolitiska mål. Med andra ord räcker det sällan med en åtgärd för att uppfylla ett specifikt mål. Under förutsättning att flera åtgärder krävs för att kunna uppfylla ett specifikt miljömål lämnar det två alternativa tillvägagångssätt för jämförelser mellan och prioriteringar av olika förslag. Det ena alternativet är att jämföra åtgärdsförslagen utifrån vilken samhällsekonomisk nettointäkt som kan genereras och sedermera prioritera den åtgärd som uppvisar störst förväntad nettointäkt. Ett sådant tillvägagångssätt förutsätter att förväntade hälsoförbättringar finns såväl kvantifierade som monetärt värderade.

Det andra alternativet är att jämföra åtgärdsförslagen på basis av förväntade hälsoförbättring och kostnaden för att uppnå den, där den åtgärd som kan uppnå en given hälsoförbättring till så låg kostnad som möjligt ska prioriteras. I det senare fallet räcker det med att ha tillgång till kvantifierade hälsoeffekter och kostnader. Det senare tillvägagångssättet bygger på samma logik som kostnadseffektivitetsanalys men kallas inom hälsoekonomi för kostnadseffektanalys. I påföljande avsnitt behandlas kostnadseffektanalys och dess möjliga potential att bidra till samhällsekonomiskt fördelaktiga prioriteringar av hälsoförbättrande miljöåtgärder.

JÄMFÖRBARA "HÄLSOMÅTT" FÖR ÖKAD TRANSPARENS

Åtgärdsförslag som har gemensamt att de bidrar till förbättrad hälsa (mindre sjuklighet och längre livslängd), men som skiljer sig beträffande på vilket sätt de bidrar till uppfyllandet av ett specifikt miljömål, kan jämföras i förhållande till vilken kostnad en enhet hälsa kan uppnås. En enhet hälsa kan emellertid avse olika hälsoeffekter. Exempelvis kan en enhet hälsa avse ett förbättrat hälsotillstånd i termer av mindre sjuklighet men det kan också avse förväntad längre livslängd. För att underlätta jämförelser av hälsoeffekter som mäts i olika (hälso)enheter har man inom hälsoekonomi utvecklat ett så kallat QALY-mått som mäter kostnader i förhållande till ett givet förväntat antal *kvalitetsjusterade levnadsår*.¹³ Att QALY-måttet innefattar kvalitetsjusterade levnadsår innebär att måttet utgör en måtenhet innefattande såväl sjuklighet (morbiditet) som dödlighet (mortalitet).

QALY – varför och hur?

Tidigare forskning har visat att kostnaden per räddat levnadsår kan variera avsevärt inom olika politikområden (Ramsberg & Sjöberg, 1997). En kostnadseffektiv fördelning av resurser uppstår när marginalkostnaden för ett räddat levnadsår är lika i alla åtgärder (oavsett politikområde).¹⁴ Om marginalkostnaden skiljer sig åt bör resurser omfördelas till de åtgärder (oavsett politikområde) där marginalkostnaden för att uppnå exempelvis en viss hälsoförbättring är som lägst. För att bringa klarhet i hur samhällets resurser fördelas för att förbättra miljörelaterad ohälsa, bör åtgärder vars främsta effekt är att reducera den miljörelaterade ohälsan använda samma metod, detta för att kunna beräkna åtgärdernas kostnadseffektivitet oavsett miljömål eller politikområdet. Att lista åtgärdernas kostnader och det förväntade antalet räddade levnadsår eller "kvalitetsjusterade levnadsår", så kallade QALY:s, skulle vara användbart både för att jämföra åtgärdsalternativ inom en myndighet och för att jämföra kostnadseffektiviteten hos åtgärdsalternativ mellan myndigheter. Idealt sett, kan ökad transparens i åtgärdernas kostnader och effekter leda till effektivare åtgärder och till en större allmän acceptans av beslutade åtgärder.

¹³ Det svenska uttrycket "Kvalitetsjusterade levnadsår" kommer av engelskans Quality Adjusted Life-Years och förkortas QALY.

¹⁴ I det här resonemanget kan det vara värt att poängtera att analysen fokuserar på kostnadssidan av en viss åtgärd för att uppfylla ett specifikt mål. Att säga att marginalkostnaden för att rädda exempelvis ett liv ska vara lika i alla åtgärder innebär med andra ord att om ingen viktning sker i analysen så är ett räddat liv, oavsett om det handlar om att rädda liv i trafiken eller att rädda liv inom sjukvården, lika mycket värt för samhället. Om samhället däremot anser att det är mer värt att rädda liv inom sjukvården istället för i trafiken kan hänsyn tas till detta i analysen.

QALY-måttet mäter så kallade ”kvalitetsjusterade levnadsår”. Måttet är en viktad sammanvägning av den tid en individ befinner sig i ett specifikt hälsotillstånd och en vikt (mellan 0=död och 1=full hälsa) som speglar den hälsorelaterade livskvalitet som karaktäriserar det aktuella hälsotillståndet (Henriksson & Burström, 2006).¹⁵ Förenklat kan en QALY förstås som ett hälsomått som inkluderar såväl kvalitet (hälsotillstånd) som kvantitet (levnadsår). Annorlunda uttryckt innebär det att QALY-måttet inkluderar såväl mortalitetseffekter (dödlighet) som morbiditetseffekter (sjuklighet). När olika åtgärdsalternativ ska vägas mot varandra i syfte att generera en given hälsoförbättring till lägst kostnad uppstår ofta situationer när åtgärder omfattande olika typer av hälsoförbättringar ska vägas mot varandra. Längre fram i denna rapport kommer det exempelvis att framgå att hälsoeffekter orsakade av buller kan omfatta bland annat hjärtinfarkt med dödlig utgång mätt i så kallade *förlorade levnadsår* (Years Of Life Lost, YOLL), hjärtinfarkt utan dödlig utgång mätt i dagar på sjukhus, dagar arbetsfrånvaro och förväntade sjukdomsfall. Olika åtgärdsalternativ kan med andra ord omfatta hälsoeffekter uttryckta i olika enheter.

QALY-måttet har, till skillnad från enskilda mått på miljörelaterade hälsoeffekter, flerdimensionella egenskaper. Det gör det dels möjligt att mäta olika hälsoeffekter i förhållande till kostnaden för att minska dem (ett givet antal QALY:s till lägst kostnad), och dels möjligt att justera mått på hälsa i förhållande till förväntad livskvalitet.¹⁶ Oavsett myndighet (Socialstyrelsen, Naturvårdsverket, Vägverket etc.) skulle tillämpandet av ett sådant mått möjliggöra för jämförelser mellan olika hälso- och miljöförbättrande åtgärdsförslag inom och mellan myndigheterna. Utgångspunkten skulle dock vara densamma för samtliga myndigheter, nämligen att minimera den marginella enhetskostnaden för att på olika sätt bidra till att uppnå det gemensamma och önskvärda målet om förbättrad hälsa (kostnad per enhet kvalitetsjusterat levnadsår). Liksom med många andra metoder är dock inte QALY-principen att betrakta som ett perfekt mått. Kritiken mot QALY-principen grundar sig bland annat på fördelningen av hälsa i en befolkning (Henriksson & Burström, 2004). En miljöåtgärd som givet en viss kostnad förväntas ”förlänga” livet med tre år i ett område med en relativt ung och frisk population, kommer alltid generera högre antal QALY än om samma åtgärd, till samma kostnad och med samma förväntade effekter, genomfördes i ett område med en äldre population med sämre initial hälsa. Om det är samhällets önskan att fördelningen av antal enheter hälsa *per se* ska vara mer lika för alla individer i ett samhälle måste därför kvalitetsmåttet viktas på ett sätt som speglar samhällets önskvärda fördelning. Ytterligare kritik gäller QALY-måttets användbarhet, eftersom det finns så få empiriska tillämpningar, samt svårigheten att flytta ett QALY-mått från en population med specifika preferenser till en annan population med helt andra preferenser (Ramsberg, 2004). Det senare är dock inte problem för enbart QALY-principen utan gäller även för andra värderingsmetoder.¹⁷ Beträffande QALY-måttets potential för miljöpolitiken råder delade meningar. Medan en del tycker att det vore lämpligt med ett enhetligt

¹⁵ För ett konkret räkneexempel, se Henriksson & Burström (2006), sid. 1735.

¹⁶ För en utförlig beskrivning av QALY:s, se Drummond m.fl. (1997).

¹⁷ För mer om olika värderingsmetoder, se sid. 35 och framåt i den här rapporten.

hälsomått (se t.ex. Cropper, 2004),¹⁸ menar andra att det är bättre att utveckla redan befintliga metoder för prioriteringar och jämförelser av olika åtgärdsalternativ (se t.ex. Gafni, 2006).¹⁹

¹⁸ QALY-måttets potential för jämförelser mellan och prioriteringar av hälsoförbättrande åtgärder i Sverige har bland annat lyfts fram i Samakovlis & Vredin Johansson (2005).

¹⁹ För en vetenskaplig diskussion om QALY-måttets potential inom miljöpolitiken, se Dickie & List (2006).

6. Värdering av hälsa – en tankeram

Oavsett om åtgärdsförslag konsekvensanalyseras på basis av kostnads-intäktsanalys eller kostnadseffektivitetsanalys är det relevantt att åskådliggöra och konkretisera vad som skiljer och förenar befintliga kvantifieringar och/eller monetära värderingar av miljörelaterade hälsoproblem. Det finns även ett behov av att åskådliggöra eventuella styrkor och svagheter i olika ansatser lämplighet som samhällsekonomiskt underlag. Oavsett metod, är ökad harmonisering mellan olika beslutsunderlag att önska, dels för att underlätta prioritering, och dels för att stimulera till transparenta åtgärdsbeslut. Huvudsyftet med detta avsnitt är att presentera en tillämpbar tankeram för ekonomisk värdering av luft- och bullerrelaterad ohälsa. Tankeramen baseras på välrefererade underlagsrapporter och kräver en viss förståelse för grundläggande (miljö)ekonomiska begrepp. Avsnittet inleds därför med några förklarande stycken angående välfärdsteori och externa effekter.

KORT OM EKONOMISK VÄLFÄRDSTEORI OCH SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS AV RELEVANS FÖR MILJÖPOLITISKA BESLUT

Samhällsekonomisk analys baseras på välfärdsteoretiska grunder och har som huvudsaklig uppgift att underbygga och granska beslut som påverkar välfärden. Välfärdsteoretiskt sett bör rättensnöret inom miljöpolitiken vara att åtgärdsbeslut och efterföljande konsekvenser får en positiv inverkan på samhällets totala välfärd. Precis som för alla andra politiska ställningstaganden leder realiseringen av miljöpolitiska beslut till en omfördelning av samhällets resurser, d.v.s. att tillgångar omfördelas mellan individer och företag. Exempelvis kan en åtgärd leda till att en tillgång, låt säga luftkvaliteten, förbättras för en del individer/hushåll, samtidigt som den försämras för andra. Ett beslut som skulle kunna leda till en sådan situation är beslut om en ny förbifartsled för att leda trafik runt, istället för igenom, tätbebyggelse i ett visst område. Låt oss anta att tätbebyggelsen i området enbart utgörs av bostäder i olika former samt att tillgången på förändrad luftkvalitet endast påverkar hushållens konsumtion av frisk luft.²⁰ Frågan är då, utifrån ett välfärdsperspektiv: ska projektet, vars mål är att minska utsläppen av partiklar till luft, genomföras och under vilka betingelser? En av konsekvensanalysens uppgifter är att fungera som underlag för den här typen av bedömningar. Den nationalekonomiska välfärdsteorin tillhandahåller ett par särskilt relevanta kriterier för sådana underlag: Pareto-kriteriet och Hicks-Kaldorkriteriet.

Pareto-kriteriet

Om ovanstående exempel med den nya förbifartsleden kan göra så att åtminstone en individ bland hushållen i området får högre välfärd utan att den försämras för någon annan uppfyller åtgärden *Pareto-kriteriet*. Åtgärden sägs då vara *paretosanktionerad*. Om vissa individer skulle få högre välfärd medan andra får lägre är åtgärden endast att betrakta som paretosanktionerad om de individer som får det bättre fullt ut kompenserar de som får det sämre. Exempelvis kan staten vidta åtgärder så att denna kompensation verkställs. Sett till individens totala nytta, som inte bara relaterar till luftkva-

²⁰ För enkelhetens skull antar vi också att åtgärdskostnaderna, d.v.s. de resurser som går åt för att bygga genomfartsleden, inte orsakar någon resursomfördelning mellan hushållen i samhället. Exempelvis skulle man kunna tänka sig att vart och ett av samhällets hushåll bidrar till bygget på ett sådant sätt att den relativa fördelningen av övriga tillgångar mellan hushållen inte förändras.

litet, har då ingen fått en sämre välfärd. Överstiger den totala välfärdsförbättringen av den nya att förbifarten vad det kostar att bygga den, d.v.s. åtgärdskostnaden, finns inget som talar emot att projektet ska genomföras. Finns det emellertid också andra typer av åtgärder som bidrar till bättre luftkvalitet i det tätbebyggda området är denna information dock inte tillräcklig för att kunna ta ett välfärdsekonomiskt korrekt beslut om förbifartens ska byggas eller inte. Exempelvis skulle även en utbyggnad av kollektivtrafiken i det tätbebyggda området, i form av fordon som drivs med biobränsle och el, kunna leda till bättre luftkvalitet. Det kan, med andra ord, finnas flera paretosanktionerade åtgärder för bättre luftkvalitet. Paretokriteriet kan då användas för att bedöma de olika alternativen sinsemellan. Logiken är då att det alternativ som, relativt åtgärdskostnaderna, gynnar de berörda individerna mest totalt sett, samtidigt som åtminstone ingen av dessa individer får det sämre, ska väljas. Alla tillgängliga åtgärdsalternativ kan sedan rangordnas och genomföras i turordning ända tills att det inte finns någon ytterligare paretosanktionerad åtgärd för bättre luftkvalitet. Det har då uppnåtts en paretooptimal allokering av luftkvalitet i det tätbebyggda området, som per definition är samhällsekonomiskt effektiv.²¹

I verkligheten är det emellertid svårt att undvika att någon får det sämre i samband med miljöpolitiska åtgärder. Exempelvis kommer alltid något hushåll och dess bostad att hamna närmare vägtrafiken om en ny förbifartsled skulle byggas, med den följden att det exponeras för mera luftföroreningar. Paretokriteriet förutsätter då att detta hushåll kompenseras av alla de hushåll som efter åtgärden har bättre luftkvalitet. Om alla tänkbara åtgärder, exempelvis en förbifart, utbyggd kollektivtrafik etc., leder till att åtminstone ett hushåll får sämre luftkvalitet, och givet att denna individ inte kompenseras fullt ut, kan Paretokriteriet inte användas i praktisk mening för att rangordna åtgärdena. Av den anledningen förekommer ett annat kriterium i den samhällsekonomiska analysen.

Hicks-Kaldorkriteriet

Hicks-Kaldorkriteriet är i princip bara en modifiering av Paretokriteriet i syfte att kunna jämföra flera olika resursallokeringar, exempelvis olika allokeringar av luftkvalitet som alternativa åtgärder, t.ex. förbifarten och den utbyggda kollektivtrafiken i exemplet ovan, resulterar i. Hicks-Kaldorkriteriet är det kriterium som idag tillämpas i samhällsekonomiska lönsamhetskalkyler på transportområdet (SIKA, 2002a). Skillnaden mellan Paretokriteriet och Hicks-Kaldorkriteriet är att det senare inte förutsätter att kompensationen av de individer som får det sämre faktiskt äger rum. Hicks-Kaldorkriteriet förutsätter bara att det finns en hypotetisk möjlighet att genomföra kompensationen. I exemplet med förbifartsleden betyder det att projektet är sanktionerat ifall nettoytan av att genomföra åtgärden överstiger åtgärdskostnaden, d.v.s. kostnaden för att bygga förbifarten. Notera att det inte innebär att projektet är paretosanktionerat, eftersom Hicks-Kaldorkriteriet faktiskt tillåter att vissa av hushållen får försämrad luftkvalitet och att den kostnad som vissa hushåll får för att förbifarten byggs också överstiger den nytta de kommer att ha av att förbifarten byggs. Ingen hänsyn tas alltså till förändrad fördelning mellan hushåll. Om den samlade välfärden i samhället ökar ska åtgär-

²¹ Det bör dock betonas att här har vi bortsett från alla andra välfärdshöjande åtgärder som inte syftar till att förbättra luftkvaliteten. Det kan finnas andra politiska mål som har större välfärdseffekter och som därför bör genomföras först.

den, enligt detta beslutskriterium, genomförs även om vissa hushåll faktiskt får det sämre.

VAD SOM MENAS MED NEGATIVA EXTERNA EFFEKTER OCH VARFÖR DE SKA VÄRDERAS

Människans aktiviteter är många och ger upphov till utsläpp, som på ett eller annat sätt är skadliga för samhället. Exempelvis kan en individs konsumtion påverka andra individer och företag på ett negativt sätt. Någon som njuter av miljön genom en MC-tur på landsbygden påverkar både sin egen och andras hälsa via såväl luft- som bullerutsläpp. Ett företags produktion av en konsumtionsvara, låt säga bensin, genererar samtidigt olika former av utsläpp. Att förorena är naturligtvis aldrig den primära målsättningen med människans aktiviteter. Utsläpp är snarare att betrakta som biprodukter. Dessa biprodukter har negativa effekter på samhället och kallas därför inom nationalekonomin för negativa *externaliteter* eller negativa *externa effekter*. Genom att använda sig av ekonomiska styrmedel kan emellertid samhället betala/kompensera för externaliteter av den här typen. Exempelvis kan politiker besluta om att MC-åkare ska betala en skatt per enhet luft- och/eller bullerutsläpp som motsvarar den marginalkostnad varje enhet utsläpp åsamkar samhället, d.v.s. varje enhets marginella negativa externa effekter. De negativa externa effekterna sägs då vara *internaliserade*, vilket i det här fallet innebär att den positiva marginalnytta som den enskilde individen har av att släppa ut en enhet luft- och/eller bullerutsläpp i samband med en MC-tur på landet motsvarar den skatt, eller marginalkostnad (marginalnytta), som en enhet kväveoxid- och/eller bullerutsläpp orsakar samhället. När de negativa externa effekterna internaliserats så att individens marginalnytta sammanfaller med samhällets marginalkostnad har vi en samhällsekonomiskt effektiv situation, alltså en situation där samhällets knappa resurser, så som miljö och hälsa, används effektivt.

Samhällsekonomiskt spelar marginalnyttan en avgörande roll för samhällets ambitioner att minska föroreningar till luft, men också buller. När vi i kommande avsnitt diskuterar värdering av dessa föroreningar, exempelvis i samband med att en individs betalningsvilja för att marginellt reducera utsläpp till luft framgår av en enkätundersökning, är det individen som sätter ett pris på sin marginalnytta av att föroreningarna reduceras marginellt. Vidare är det viktigt att poängtera att individens marginalnytta, eller betalningsvilja, påverkas av förändrade föroreningsnivåer. Ytterligare reduceringar leder i teorin till ökade marginalkostnader för samhället, samtidigt som det leder till att samhällets marginalnytta för reducerade föroreningar minskar. Kontentan är att om man fortsätter att minska utsläppen när man till slut fram till en samhällsekonomiskt effektiv föroreningsnivå där marginalnyttan av att samhället får förorena sammanfaller med samhällets marginalkostnad för att så göra. Ett problem som präglar miljö- och hälsopolitiken är att man inte känner till den samhällsekonomiskt effektiva föroreningsnivån. Till viss del består problemet av att det råder osäkerhet kring (det monetära) värdet av föroreningarnas alla effekter på miljö- och hälsa.

Samhällsekonomisk effektivitet ska, som tidigare nämnts, inte förväxlas med kostnadseffektivitet. Medan den tidigare inkluderar både intäkts – och kostnadssidan av ett åtgärd tar kostnadseffektivitet bara hänsyn till kostnadssidan och bortser ifrån åtgärdens nyttoeffekter, d.v.s. man tar ”det goda” för givet.

För att kunna konsekvensanalysera åtgärder/styrmedel som föreslås i syfte att komma tillrätta med miljörelaterade hälsoeffekter krävs information om: (i) vilka och hur stora utsläppen är; (ii) hur många individer som exponeras för utsläppen; (iii) vilka effekter en viss exponering har på individens hälsa; (iv) hur effekterna på individernas hälsa förändras när exponeringen förändras; (v) hur samhället värderar beräknade effekter på hälsa. Den senare avser att uttrycka det samhällsekonomiska värdet av exempelvis förbättrad luft och reducerade bullernivåer. När sådana värden finns tillgängliga kan de användas för att konsekvensanalysera miljöpolitiska åtgärder och därmed förbättra det samhällsekonomiska beslutsunderlaget för svensk miljöpolitik.

VÄRDERING AV HÄLSOEFFEKTER – STEG FÖR STEG

Den tankeram vi valt för att konkretisera processen från utsläpp till monetär värdering av buller- och luftrelaterade hälsoeffekter är baserad på en så kallad ”effektkedjeansats”.²² Tillvägagångssättet har haft stor genomslagskraft för värdering av både buller- och luftrelaterad ohälsa från transportsektorn i såväl Sverige som inom EU. Då trafiken är den huvudsakliga källan till människors luft- och bullerexponering kan ansatsen anses välmotiverad som utgångspunkt för att öka förståelsen för hur miljö kvalitetsförbättringar kan värderas.²³

Bottom-up kontra top-down

Kvantifieringar och värderingar av oönskade externaliteter, så som luftföroreningar och buller, kan göras på olika sätt. Litteraturen skiljer vanligen på så kallade ”bottom-up” och ”top-down” ansatser. Effektkedjeansatsen baseras på den förra, vilket innebär att utsläppskällan utgör själva utgångspunkten. Exempelvis kan mätningarna utgå från trafikutsläppen i ett visst bostadsområde. Därefter skattas utsläppens spridning för att utifrån det kvantifiera dess effekter på miljö och hälsa. Slutligen värderas uppmätta effekter monetärt vilket möjliggör för att fastställa samhällets kostnader för utsläppen.

I motsats till ”bottom-up” ansatsen utgår ”top-down” ansatsen från aggregerade utsläpp, d.v.s. summan av alla utsläpp. Utgångspunkten kan exempelvis utgöras av information om den svenska trafikens totala utsläpp av partiklar som sedan skalas ned på lokal nivå genom att exempelvis biltrafiken i ett visst bostadsområde relateras till biltrafiken i hela Sverige. Lokala värderingar av utsläpp utifrån en ”top-down” ansats kan i hög grad betraktas som approximationer, medan ”bottom-up” ansatser möjliggör för lokala värderingar av utsläpp i ett specifikt område. I klartext, en värdering av biltrafikens föroreningar i ett visst bostadsområde kan variera väsentligt beroende på om man utgår ifrån en ”bottom-up” ansats eller ”top-down” ansats. Ett exempel: om biltrafiken i ett bostadsområde är betydligt tätare än vad den i genomsnitt är på en genomsnittlig plats i Sverige kommer en ”top-down” ansats att undervärdera effekterna av biltrafikens lokala föroreningar i form av exempelvis utsläpp av partiklar. De faktiska utsläppen tas alltså inte i beaktande. Med ekonomisk terminologi leder ett

²² Ansatsens engelska benämning är Impact Pathway Approach (IPA) alternativt Damage Function Approach (DFA).

²³ Ansatsen, eller liknande varianter av den, har bland annat tillämpats för värdering av buller i Navrud (2004). Analyser som avser värdering av luftutsläpp, baserade på ansatsen, återfinns för Sverige bland annat i Leksell (1999; 2000) och Nerhagen m fl (2005), samt för Europa bland annat i Friedrich & Bickel (2001).

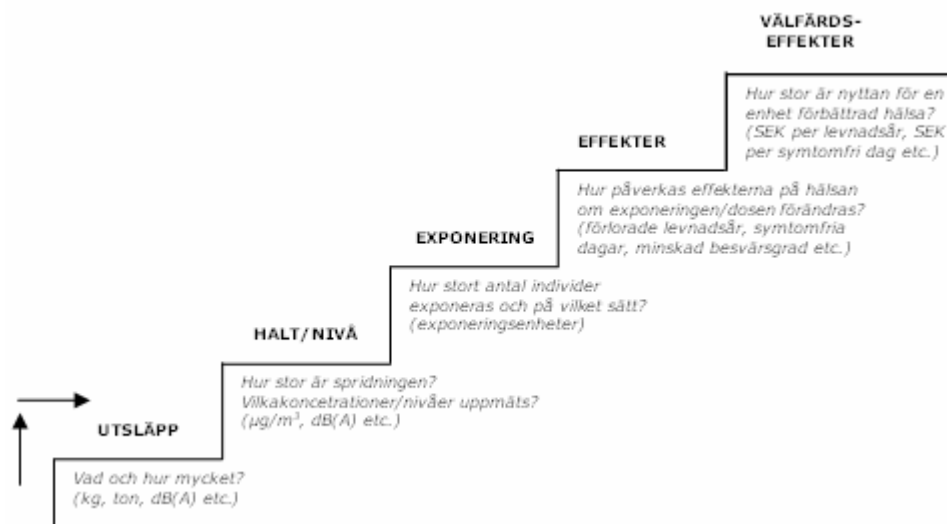
sådant tillvägagångssätt till en undervärdering av samhällets marginalkostnad för ytterligare en enhet partikelutsläpp i det specifika området.

Huruvida en studie baseras på en ”bottom-up” eller ”top-down” ansats kan bero på vilken information/data som finns att tillgå. Med tanke på att värderingar av utsläpp kan variera beroende på vilken ansats en studie grundar sig på är det viktigt att ha vetskap om vilken ansats som använts. Sådan information är med andra ord en förutsättning för att den kritiske granskaren ska kunna bilda sig en uppfattning om effekterna från exempelvis trafiken i vissa fall kan ha över- eller undervärderats.

Effektkedjeansatsen

Effektkedjeansatsen utgår ifrån att i så stor utsträckning som möjligt värdera förändringar i individers hälsotillstånd snarare än förändringar i utsläppskvantiteter. För att kunna göra det krävs att man känner till hur utsläppen påverkar hälsan, information som tas fram med hjälp av så kallade exponering-respons funktioner (ER-funktioner alternativt ER-samband). Dessa beskriver det faktiska sambandet mellan å ena sidan grad av exponering för föroreningar, och å andra sidan påföljande hälsoeffekter och deras omfattning.²⁴ Effektkedjeansatsen omfattar ett antal steg varav ett avser just ER-samband. Desto mindre osäkerhet varje enskild ER-funktion innefattar, desto mer träffsäker blir effektberäkningen. I realiteten är det dock viktigt att påpeka att djuplodad kunskap om alla utsläpps olika effekter varken är möjligt, eller ens önskvärt, att uppnå, då kostnaderna för att ta fram denna information sannolikt skulle överstiga nyttan av att ha den tillgänglig. Av den anledningen fokuserar ofta de studier som tillämpar effektkedjeansatsen på de farligaste föroreningarna med de allvarligaste effekterna på hälsa, vilket på engelska ibland uttrycks i termer av ”Priority Impact Pathways” (PIP). Figur 1 åskådliggör effektkedjeansatsen i detalj.

Figur 1 Värdering av hälsoeffekter - steg för steg



Källa: Egen bearbetning av Leksell (2000)

²⁴ I föreliggande rapport används huvudsakligen begreppet exponerings-responsfunktion/samband. I litteraturen används även begreppen dos-responsfunktion/samband och koncentrations-responsfunktion/samband.

För att i praktiken kunna beräkna sambanden mellan de olika stegen i Figur 1 utgår man från olika modellansatser. Här följer en kortfattad beskrivning av dessa.

Steg 1: Beräkning av utsläpp

För att beräkna förändringarna i luft- och bullerutsläpp, från exempelvis transporter, utgår man från parametrar som genomsnittshastighet, trafikbelastning, vägsträckning o.s.v. Inom transportsektorn har man exempelvis räknat fram utsläppskvantiteter för vägfordon, dieseltåg, sjöfartyg och flygplan (Bickel m.fl., 2002). Med hjälp av utsläppskvantiteterna kan man räkna ut förändringen i mängden utsläpp för exempelvis ytterligare ett vägfordon på en viss vägsträckning.

Steg 2 och 3: Beräkning av halter/nivåer och exponering

För att mäta sambandet mellan utsläppsmängd och vilka halter/nivåer människor exponeras för används olika exponeringsmodeller. Förändringen i exponering för exempelvis ytterligare ett fordons utsläpp kan mätas i termer av $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för luft och dB(A)^{25} för buller. Eftersom sambanden mellan utsläpp och halter ofta är komplexa krävs modellansatser som både tar hänsyn till typ av utsläppskälla (exempelvis vägfordon eller flygplan) och eventuella förändringar av utsläppets karaktär till följd av spridning. För luft kan svårigheter att kvantifiera exponering orsakas av att utsläpp förflyttar sig och ändrar kemisk karaktär, vilket i sin tur påverkar haltkoncentrationen. För buller kan komplexa samband exemplifieras av olika grad av störning beroende av när exponeringen äger rum. Exempelvis finns det indikatorer för buller som mäter hur många människor som exponeras för oönskat ljud under hela dygnet eller bara under natten. Gemensamt för modeller som tar hänsyn till sambanden mellan, å ena sidan, halter/nivåer och spridning och, å andra sidan, sambandet mellan spridning och exponering, är att de genererar kvantitativa värden på exponering.

Steg 4: Kvantifiering av fysiologisk påverkan

Utifrån kännedom om exponering kan ER-funktioner användas för att generera information om i vilken grad hälsan och/eller miljön påverkas av förändringar i exponering. Exempelvis skulle en enkel ER-funktion kunna visa sambandet mellan en viss bullernivå och andelen exponerade människor som anser sig ”mycket besvärade”, ”besvärade” eller ”lite besvärade” (se Navrud, 2004). Med ytterligare information kan sambandet mellan förändringen i antalet individer i varje besvärsgrad som en bullerreducering leder till, användas för att beräkna den totala effekten av en bullerreducering. För att beräkna förändringen i antalet personer i varje besvärsgrad krävs information om exempelvis antalet bostäder, hushållsstorlek, hur människor själva beter sig för att undvika buller, vilka åtgärder som redan vidtagits för att lindra bullerproblem o.s.v.

ER-funktioner baseras på epidemiologiska studier där sambanden estimeras utifrån observerade verkliga effekter. Nackdelen med de epidemiologiska studierna är dock att det kan vara svårt att skilja olika samvarierande hälsoeffekter från olika typer av luftföroreningar, från varandra. Separata värderingar av kvävedioxid och partiklar som

²⁵ I föreliggande rapport används begreppen dB och dB(A) på flera ställen. Den förra är enheten för ljudtrycksnivå, medan den andra tar hänsyn till att människors känslighet för ljud varierar med ljudets frekvens.

sedan adderas leder till dubbelräkning (Forsberg, 2002). En annan svårighet har att göra med bristfälliga exponeringsdata i de epidemiologiska undersökningarna (Yngve-son & Pershagen, 1999; Nerhagen m.fl., 2003). Det huvudsakliga problemet är att ER-funktioner ofta estimeras med hjälp av föroreningshalter mätta vid centrala mätstationer. Dessa halter motsvarar inte nödvändigtvis den faktiska graden av exponering som en viss individ utsätts för, vilket gör att de hälsoeffekter som estimeras riskerar att över- eller underskatta aktuell exponeringsgrad. Även om det är tekniskt möjligt att mäta individuell exponering med hjälp av bärbara exponeringsmätare så är ett sådant tillvägagångssätt alltför kostsamt för att kunna genomföras i stor skala. Urvalsgrupperna blir således för begränsade för att utgöra underlag för ER-samband. Vidare kan nämnas att då det inte finns estimerade samband mellan varje förorening och hälsoeffekt på varje geografisk plats används inte sällan ER-funktioner estimerade på en viss plats för att kvantifiera hälsoeffekter av förändrad exponering på andra ställen. Om en ER-funktion överförs mellan olika geografiska platser med olika förutsättningar, exempelvis från tätort till landsbygd, kan ER-funktionen bidra till felaktiga tolkningar och därmed felaktiga politiska beslut.²⁶

I dagsläget finns det ER-funktioner framtagna för luftföroreningar som partiklar, ozon, koldioxid, svaveldioxid, kvävedioxid, bensen etc. (se Tabell 47 i Appendix A). Även ER-funktioner som visar samband mellan bullernivåer som individer exponeras för och deras hälsa finns framtagna (se WHO, 2003).

Steg 5: Monetär värdering

Det sista steget innefattar att monetärt värdera de i steg 4 kvantifierade hälsoeffekterna. För att kunna göra det måste man känna till värdet på en enhet hälsa, samt vilka faktorer som bidrar till välfärdsförbättringen. Navrud (2004) presenterar följande faktorer som bör ingå i en monetär värdering av hälsoeffekterna:

Minskade resurskostnader. Kostnader för mediciner som betalas av vårdsektorn och försäkringar, plus individers personliga utlägg för sjukvård som minskar när hälsan förbättras.

Minskade alternativkostnader. Kostnader av produktivitetsförluster (arbetstidsförluster och/eller sämre arbetsförmåga).

Minskad onytta. Nyttoförluster eller välfärdsförluster på grund av exempelvis andra sociala och ekonomiska kostnader som begränsar fritiden, av smärta och lidande, av ångest för framtiden och oro för familjemedlemmar och medmänniskor o.s.v. minskar när förutsättningarna för en bättre hälsa ökar (Navrud, 2004).²⁷

De välfärdsförbättringar som förknippas med minskade resurs- och alternativkostnader kan approximeras med hjälp av marknadspriser. Exempelvis kan priset på en viss medicin observeras, och kostnaden för en utebliven arbetstimme ges av timlönen. Som framgår av Navrud (2004) summeras denna typ av faktorer till ett mått som inom

²⁶ För en beskrivning av hur ER-samband skattas och vilka svårigheter detta är förenat med, se Bickel & Friedrich (2005), sid. 75 – 132.

²⁷ För mer om monetär värdering av hälsoeffekter, se Navrud (2004), sid. 4-5.

litteraturen för värdering av hälsa brukar kallas ”Cost-Of-Illness” (COI). För att få ett korrekt mått på välfärdsförbättringen måste COI-måttet kompletteras med ett värde på den nyttoförbättring som reflekteras av människors betalningsvilja (Willingness-To-Pay, WTP) för att erhålla nyttoförbättringen, eller krav på kompensation (Willingness-To-Accept, WTA) om individen inte får någon nyttoförbättring.

För att värdera ohälsa relaterad till luft- och bullerutsläpp kan två typer av tillvägagångssätt anses aktuella; att applicera redan befintliga värden som givits av tidigare värderingsstudier, eller att genomföra en ny studie baserad på vedertagna värderingsmetoder. Oavsett tillvägagångssätt baseras värdet huvudsakligen på att fråga individer hur mycket en viss förändring är värd.

Ambitionen skulle t.ex. kunna vara att fastställa den genomsnittliga betalningsviljan, WTP , för en enhet hälsa, exempelvis en symptomfri dag, Q . Den totala ekonomiska nyttan, eller välfärdsförbättringen av hälsoförbättrande åtgärder, beräknas sedan genom att först multiplicera det ekonomiska värdet för t.ex. en symptomfri dag, d.v.s. WTP , med förändringen i antalet symptomfria dagar för varje enskild individ, ΔQ , som är fysiologiskt påverkad (Steg 4). Den totala ekonomiska nyttan är då $WTP \cdot \Delta Q$ för en individ. Samhällets totala välfärdsvinst av en förändring i exponering ges sedan av att man summerar alla individers nyttor, $\sum WTP \cdot \Delta Q$.

I kommande avsnitt diskuteras olika ekonomiska värderingsmetoder, förknippade med Steg 5 mer utförligt.

EKONOMISK VÄRDERING – OLIKA METODER

I huvudsak kan ekonomiska metoder för att värdera luftföroreningar och buller delas in i två kategorier,²⁸ indirekta (observerande) och direkta (hypotesbaserade) metoder (Shechter, 1995). Med *indirekta metoder* fastställer man indirekt värdet på, exempelvis, hälsoeffekter av buller och luftkvalitet. Metoderna utgår ifrån hur individer faktiskt beter sig på existerande marknader, exempelvis fastighetsmarknaden, och där prisskillnader, d.v.s. skillnader i betalningsviljor, mellan fastigheter speglar individernas värderingar av föroreningars effekter som då uppdragats (”been revealed”) indirekt via beteendet. I ekonomisk litteratur går dessa metoder under namnet ”Revealed Preference”. Med *direkta metoder*, å andra sidan, erhåller man direkt individers värderingar av olika typer av föroreningar genom att i exempelvis enkätundersökningar ställa individen inför olika valsituationer. En sådan situation skulle kunna vara ett eventuellt politiskt beslut om att reducera buller. I enkäten får då individer direkt ange (”state”) hur man värderar denna bullerreducerings effekter, d.v.s. uttrycka sin betalningsvilja. I ekonomisk litteratur benämns denna typ av metoder ”Stated Preference”.

²⁸ I Soutokorva (2005) anges en grupp andra värderingsmetoder som är mindre vanligt förekommande i ekonomisk välfärdsteori: Humankapitalmetoden (The human capital method), Kostnaden för att verkställa politiska beslut (Cost of realizing political decisions), Ersättningskostnadsmetoden (Replacement costs) och Åtgärdskostnadsmetoden (Restoration costs).

Till skillnad från *användarvärden* som beaktas via individers marknadsbeteenden, kan direkta värderingsmetoder även fastställa individers betalningsvilja för olika varor och tjänsters blotta existens, så kallade *existensvärden*. Exempelvis kan individer värdesätta tysta och oförorenade miljöer även på platser de varken har besökt eller planerar att besöka.

Indirekta metoder (Revealed Preference)²⁹

Den vanligaste indirekta metoden för att värdera effekter från luftföroreningar och buller är *Hedoniska prismetoden*, men även *Skyddsutgiftsmetoden* kan vara värd att nämnas.³⁰ Nedan följer en kortare beskrivning av dessa metoder samt några ord om deras styrkor och svagheter.

Hedoniska prismetoden (*The hedonic price method, HP*) är en metod som kan användas för att statistiskt analysera marknadspriser i syfte att sätta pris på miljön, eller de tjänster som miljön tillhandahåller. Utgångspunkten är att priset på varor som säljs och köps på en marknad kan relateras till varornas karaktäristika. Med andra ord antar metoden att människor värderar och köper de tjänster som en marknadsvara kan tillhandahålla. Det innebär att det marknadspris som etableras kommer att reflektera en mängd karaktäristika, även olika miljökaraktäristika. Hedoniska prismetoden kan exempelvis användas vid värderingar av nyttor eller kostnader som förknippas med förändrad miljö kvalitet, och som beror på föroreningar i luft och vatten, och på buller. Det allra vanligaste är att med hjälp av hedoniska prismetoden studera fastighetsmarknaden, varför metoden ofta kallas *fastighetsvärdesmetoden*. Fördelarna med att studera fastighetsmarknaden är att den fungerar förhållandevis effektivt, d.v.s. att de fastighetspriser som etableras på marknaden är förhållandevis samhällsekonomiskt effektivt satta och att information om fastighetsförsäljningar och fastighetsegenskaper är relativt lättillgängliga.

Den underliggande tanken med fastighetsvärdesmetoden är att miljökaraktäristika påverkar fastighetspriset. Exempelvis värderas en fastighet belägen vid en flygplats lägre (har ett lägre marknadspris) än en i övrigt jämförbar fastighet som ligger i ett bullerfritt område. För att ta reda på vilket pris bullret från en flygplats betingar estimerar man med hjälp av regressionsanalys ett samband mellan fastighetspriser och fastigheternas karaktäristika (exempelvis tomtareal, antal rum, boyta osv.), samt fastigheternas miljökaraktäristika (en variabel som indikerar hur fastigheten påverkas av buller) i de två områdena. Med hjälp av det estimerade sambandet går det att beräkna hur mycket en minskning i bullerstörningen är värd för samhället.

Den grundläggande fördelen med hedoniska prismetoden är att det är människors faktiska beteende som ligger till grund för det estimerade priset på den miljöfaktor som analyseras. Metoden är mångsidig och det är möjligt att samtidigt studera flera

²⁹ Informationen i det här avsnittet är huvudsakligen hämtad ur Brännlund & Kriström (1998), Soutokorva (2005) samt EPA (2003).

³⁰ Exempel på andra indirekta värderingsmetoder, om än mindre använda för värdering av hälsoeffekter relaterade till luftföroreningar och buller, är: *Resekostnadsmetoden* och *Produktionsfunktionsmetoden*. För mer övergripande information om dessa, se Soutokorva (2005).

olika miljöfaktorerers effekter på exempelvis fastighetspriser (som t.ex. luftföroreningar och buller). Det finns dock ett antal nackdelar. För fastighetsvärdesmetoden kan man exempelvis bara värdera sådana miljöfaktorer som varierar mellan fastigheter. Globala miljöproblem, så som växthuseffekten, kan alltså inte prissättas. Ett annat tillkortakommande är relaterat till informations-spridningen i samhället. För att metoden ska ge ett korrekt pris på föroreningar förutsätts att individen har korrekt information om vilka föroreningar som är relevanta i det område där fastigheten är belägen. Individen måste också känna till vilka halter av föroreningarna som hon/han kommer att exponeras för om hon/han flyttar dit, hur det påverkar (t.ex. hälsan), och vilka konsekvenser det får. Ju sämre information och kunskap som individen har om detta desto mer osäkert kommer de observerade fastighetspriserna att spegla föroreningarnas värde. Dessutom kan de resulterande värderingarna vara känsliga för hur regressionsmodellen specificeras. Det betyder att processen att fastställa den funktionsform som på bästa sätt speglar sambandet mellan fastighetspriser och alla karaktäristika är av yttersta vikt. Exempelvis, om det verkliga sambandet mellan fastighetspriser och en viss miljöfaktor är icke-linjärt och man trots detta baserar regressionsanalysen på ett linjärt samband, kan det estimerade priset på miljöfaktorn vara mycket missvisande.

Skyddsutgiftsmetoden (The Defensive Expenditure Method, DE) baseras på information om individers utgifter för att ”skydda” sig emot miljöstörande inslag. Utgiftsstorleken/kostnaden för att på olika sätt skapa en miljöförändring används som ett förenklat mått på miljövärdet. Exempelvis kan utgifter för montering av partikelfilter på dieslbilar, i syfte att förbättra luftkvaliteten, användas för att värdera hälsoeffekter från partiklar. På samma sätt kan utgifter för att sätta in bullerdämpande treglasfönster ge ett mått på värdet av minskat buller. En av metodens styrkor är att den är relativt enkel att tillämpa eftersom information om utgifter ofta är enklare att tillgå än direkta värderingar framtagna med hjälp av betalningsviljestudier. En stor brist är dock det faktum att metoden vilar på förändringar i faktiska utgifter istället för förändringar av nytta. Det är, med andra ord, troligt att vissa nyttopåverkande värden inte fångas av skyddsutgifter, vilket leder till att miljön undervärderas. Vidare kan det vara svårt att isolera ett miljövärde från andra värden som generas med hjälp av skyddsutgifter. Exempelvis bidrar ju bullerdämpande fönster även till lägre energikostnader, vilket måste beaktas när värdet av bullerreduktion approximeras.

En gemensam styrka med de metoder som diskuterats ovan och som indirekt värderar miljövaror, som exempelvis buller med hjälp av hedoniska prismetoden, är att den estimerade nyttan av förbättrad miljö baseras på individers faktiska beteende, d.v.s. deras preferenser. Den kanske största gemensamma svagheten är att dessa indirekta metoder inte tar hänsyn till existensvärden. Exempelvis, reflekterar det estimerade nyttovärdet bara användarvärden, d.v.s. värden på de tjänster som t.ex. en fastighet tillhandahåller och som de boende hela tiden aktivt har nytta av, exempelvis luftkvaliteten i det område fastigheten är belägen i. Att de indirekta metoderna inte tar hänsyn till existensvärden gör att de inte är lämpliga för att göra samhällsekonomiska utvärderingar av t.ex. naturreservat och nationalparker, där existensvärdena är betydande. För att ta hänsyn till både användarvärden och existensvärden kan man istället använda direkta metoder. Några av dessa presenteras och kommenteras i påföljande avsnitt.

Direkta metoder (Stated Preference, SP)³¹

Scenariovärderingsmetoden (CV)³² och Choice Experiments (CE) är exempel på direkta metoder som lämpar sig för att värdera effekter från luftföroreningar och buller. Utgångspunkten är att direkt fråga individer om hur de värderar miljötjänster såsom frisk luft och bullerfria omgivningar. Metoderna använder sig av hypotetiska marknader på vilka individer förväntas värdera eller rangordna specifika miljöegenskaper bland ett eller flera alternativ. De värden eller den rangordning som individerna uttrycker genom den här typen av studier förväntas spegla deras sanna betalningsvilja för exempelvis bullerreducerande eller luftförbättrande åtgärder. Förutom användarvärden, som exempelvis nyttan av att andas frisk luft, kan direkta metoder som scenariovärderingsmetoden och choice experiments även ta hänsyn till existensvärden, vilka generellt sett bör beaktas i en värdering. Huruvida det är relevant för luft- och bullerföroreningar kan diskuteras. Resonemanget bygger i alla fall på att om individer kan känna välbefinnande av själva vetskapen om att det finns (existerar) frisk luft och tysta miljöer på andra platser än de man själv befinner sig på eller planerar att besöka, så bidrar det till den totala nyttan, och ska i sådana fall inkluderas i värderingen. Direkta värderingsmetoder som scenariovärderingsmetoden och choice experiments genomförs vanligtvis med hjälp av intervju- och enkätundersökningar.

Scenariovärderingsmetoden (CV) eller så kallad betingad värdering använder intervju- eller enkätundersökningar för att presentera olika scenarion för vilka ett slumpmässigt urval personer sedan anger sin betalningsvilja. En fråga som individen svarar på kan principiellt uttryckas på två sätt:

1. Vad är du villig att betala för att få en miljötillgång (exempelvis en renare luft)? I detta fall kommer individen att uppge sin betalningsvilja.
2. Vad är du villig att acceptera som kompensation om miljötillgången inte tillhandahålls (exempelvis att luften inte blir renare).

I det senare fallet accepterar individen att luften kan få vara fortsatt förorenad under förutsättning att hon eller han kompenseras för detta i tillräcklig omfattning. Ett exempel på scenario skulle kunna vara att en individ ställs inför en situation där hon eller han i enlighet med frågeställning 1 ovan ska ange sin betalningsvilja för tre olika sjukdomsepisoder med besvär från luftvägarna, som kan ha orsakats av luftföroreningar. I avsnitt 10 ges ett konkret exempel på denna frågeställning där individens värdering av sina obehag från sjukdomsepisoder orsakade av luftföroreningar beaktas.

Choice-Experiments (CE) är en annan direkt metod vars syfte är att fastställa individers värderingar av olika miljötjänster. Den utgår från samma antaganden som de som

³¹ Informationen i det här avsnittet är, om inget annat anges, hämtad ur Brännlund & Kriström (1998), Soutukorva (2005) samt EPA (2003).

³² Det engelska begreppet för Scenariovärderingsmetoden är Contingent Valuation Method (CVM).

utgör grund för scenariovärderingsmetoden. Här ställs emellertid individen inför ett upprepat antal valkombinationer där varje alternativ består av en sammansättning alternativa miljö tjänster (som t.ex. luftkvalitet, tystnad, rekreation, biodiversitet) i olika kvantiteter. De val individerna gör förutsätts spegla deras preferenser för en specifik tjänst i förhållande till de andra tjänsterna. Avgörande blir alltså hur de värderar, eller rangordnar, tillgången till de olika alternativen sinsemellan. Baserat på individernas val är det möjligt att uppskatta deras marginella substitutionskvot, d.v.s. hur mycket individerna maximalt är villiga att avstå från en tjänst för att kunna konsumera ytterligare en enhet av en annan tjänst. Givet att individerna också får ta del av kostnaderna för att säkerställa, eller uppnå, ett visst alternativ kan betalningsviljan för det alternativet beräknas.

Den huvudsakliga skillnaden mellan scenariovärderingsmetoden och choice experiments består i *vad* individerna uppmanas svara på. När det gäller scenariovärderingsmetoden ber man individer i undersökningen att uppge hur mycket man är villiga att betala för att ett visst scenario med miljö tjänster ska realiseras, alternativt hur mycket kompensation som efterfrågas för att scenariot inte ska realiseras. En choice experimentsstudie, å andra sidan, använder upprepade val och fokuserar på hur individer väljer mellan flera olika scenarier av miljö tjänster. Av den anledningen kan man betrakta scenariovärderingsmetoden som ett specialfall av choice experiments (Carlsson & Martinsson, 2003).

Såväl scenariovärderingsmetoden som choice experiments-ansatsen är flexibla i den meningen att de kan användas för att värdera individers betalningsvilja för i stort sett vad som helst. Bland svagheter kan nämnas svårigheter med att formulera realistiska, tydliga och träffsäkra frågor/rangordningsalternativ så att individers värderingar dels motsvarar deras sanna betalningsvilja, och dels att värdet motsvarar det frågeställaren verkligen vill ska värderas.³³ Trots svårigheter är det viktigt att betona att endast en tillämpning av direkta metoder möjliggör för värdering av existensvärden.

När värden på hälsoeffekter från olika åtgärder fastställts i en studie kan det vara värdefullt att överföra/transferera dem till andra kommande projekt. Den typen av transferering diskuteras i påföljande avsnitt.

NYTTOTRANSFERERING – OLIKA METODER³⁴

Nyttotransferering handlar om hur man praktiskt kan använda de värden, eller de betalningsviljor, som framkommit från tidigare värderingsstudier. Att genomföra en värderingsstudie på plats, härafter kallad *policyplatsen*, är både tidskrävande och kostsamt. Om tiden är knapp eller om resurserna inte räcker till kan man ta hjälp av värderingsstudier som gjorts tidigare på andra platser, härafter kallade *studieplatser*, för att göra så kallade nyttotransfereringar. Med transfereringar överför man information

³³ För ytterligare diskussion kring metodernas svagheter, se EPA (2003).

³⁴ Diskussionen i detta avsnitt baseras på Navrud (2004). För en textboksintroduktion till nyttotransfereringar, se också Rosenberger & Loomis (2003).

och/eller betalningsviljor som fastställts för miljö tjänster inom andra tidigare projekt till det projekt som eventuellt ska genomföras. Det finns två huvudansatser för transfereringar (Navrud, 2004, sid. 9)^{35,36}:

1. Enhetstransferering (Unit Value Transfer)

(i) Enkel enhetstransferering (Simple unit transfer)

(ii) Enhetstransferering med inkomstjustering (Unit Transfer with income adjustments)

2. Funktionstransferering (Function transfer)

(i) Nyttofunktionstransferering (Benefit Function Transfer)

(ii) Metaanalys

I princip avser den första kategorin en direkt transferering av exempelvis betalningsviljor (WTP), medan den andra kategorin avser överföring av samband (funktioner), som gör det möjligt att bestämma betalningsviljor unikt förknippade med policyplatser och de individer som befinner sig där. För en ingående beskrivning se följande stycken.

Enhetstransferering

Enkel enhetstransferering är den allra enklaste formen av nyttotransfereringar. Ansatsen vilar på antagandet om att individen, oavsett var hon eller han bor, upplever samma välfärdsförbättring av en enhet bättre hälsa. Grundläggande är då att man direkt flyttar (transfererar) betalningsviljan för en enhet bättre hälsa. Låt säga att ett förslag till åtgärds paket tagits fram för en plats, och vars överordnade mål är att öka de boendes hälsa. Innan det blir aktuellt att genomföra projektet ska en konsekvensanalys genomföras, och för att göra det behövs uppgifter om hur de boende på policyplatsen värderar hälsa. Antag vidare att resursbrist gör att betalningsviljan inte kan värderas unikt för policyplatsen. ”Enkel enhetstransferering” innebär att individers betalningsvilja för bättre hälsa från en plats som tidigare studerats (studieplatsen) transfereras till policyplatsen. Ett sådant förfarande innebär att den nytta som individen på studieplatsen i genomsnitt har av en enhet bättre hälsa antas motsvara den nytta av en enhet bättre hälsa som den individen på policyplatsen i genomsnitt kommer att få när åtgärds paketet genomförs. Ansatsen utgår, med andra ord, från att alla platser och alla individers preferenser för hälsa är likadana. Det innebär alltså, krasst sett, att det skulle räcka med att genomföra en enda värdering på en studieplats som fastställer individens betalningsvilja för en enhet hälsa för att sedan låta detta värde transfereras till olika policyplatser runt om i landet. Metodens enkelhet är både dess styrka och svaghet. Exempelvis torde det vara regel snarare än undantag att individer på två olika platser värderar hälsa på olika sätt. Människor kan karaktäriseras på olika sätt med avseende på t.ex. inkomst, utbildning, religion, etnisk tillhörighet eller andra socioekonomiska karaktä-

³⁵ Egen svensk översättning.

³⁶ För mer om nyttotransfereringar, se Navrud (2004), sid. 9.

ristika, och det bidrar till att betalningsviljan för hälsa varierar mellan individer. Dessutom, även om individer på studie- och policyplatsen värderar en enhet hälsa lika mycket, givet att man t.ex. exponeras för samma föroreningar i samma mängd, kan ändå exponeringen vara mer omfattande på vissa platser med sämre hälsa som följd. Det innebär att betalningsviljan för bättre hälsa torde vara högre på dessa platser. Slutsatsen är att samhällsekonomiska konsekvensanalyser som baseras på ovanstående typ av enkel nyttotransferering kan vara mycket missvisande. En tumregel måste därför i samband med enkel enhetstransferering vara att alltid sträva efter att transferera betalningsviljor mellan platser som är så lika som möjligt, och som sinsemellan befolkas av individer med så homogena preferenser som möjligt.

Enhetstransferering med inkomstjustering utgår från samma antaganden som ”Enkel enhetstransferering” gör men med den skillnaden att hänsyn tas till inkomstskillnader. Exempelvis, om man för policyplatsen vill använda betalningsviljor som fastställts för studieplatser i andra länder kan man justera dessa med köpkraftsparitetsindex för att ta hänsyn till dessa skillnader. Trots detta bortser man ändå ifrån övriga skillnader länderna emellan, så som exempelvis preferenser, miljöns tillstånd samt kulturella och institutionella förutsättningar.³⁷

Funktionstransferering

Nyttofunktionstransfereringsansatsen utgår från att underlaget för analysen som t.ex. individers karakteristika varierar. Antagandet om att individer, givet karakteristika och andra förutsättningar, upplever och värderar hälsa lika mycket kvarstår dock. Det betyder att två individer som bor i skilda bostadsområden och som har samma inkomstnivå, utbildning, religion, etnisk tillhörighet och andra socioekonomiska karakteristika, kommer att ha ungefär samma betalningsvilja för ytterligare hälsa, givet att de t.ex. exponeras för samma föroreningar i samma mängd. Istället för att direkt transferera betalningsviljan för exempelvis en enhet bättre hälsa, som i fallet med ”enhetstransferering”, flyttar man hela sambandet mellan å ena sidan värdet (uttryckt exempelvis i termer av WTP) och, å andra sidan, de faktorer som bestämmer det. Betalningsviljan kan estimeras med både direkta och indirekta värderingsmetoder (se sid. 36 och framåt). I princip skulle en funktion skattad med hedoniska prismetoden kunna ges av följande uttryck:^{38, 39}

$$WTP_i = \alpha_0 + \alpha_{dB} * dB_i + \alpha_{\mu g / m^3} * \mu g / m^3_i + \alpha_x * X_i + \epsilon_i \quad (1)$$

där alla α är parametrar som statistiskt estimeras, och där ϵ är en term som tar hänsyn till att det finns statistisk variation. I uttryck (1) utgörs WTP_i av individ (hushåll) i s

³⁷ Att genomföra samhällsekonomiska konsekvensanalyser i Sverige som baseras på betalningsviljor i utlandet ger sannolikt ett missvisande beslutsunderlag. Ready m.fl. (2004) visade att om man transfererar betalningsviljor mellan länder så resulterar det i genomsnitt i en över/underskattning på 38 procent.

³⁸ För att göra framställningen enkel och överskådlig antar vi här att de enda existerande miljöproblemen är buller- och luftföroreningar.

³⁹ Uttrycket gäller även för betalningsviljor (WTP) härledda med en direkt värderingsmetod (SP) exempelvis scenariovärderingsstudier.

betalningsvilja för fastigheter på studieplatsen. De två första variablerna i uttryckets högra led är den föroreningsnivå som individ i exponeras för, här mätt i dB respektive $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Om parametrarna α_{dB} och $\alpha_{\mu\text{g}/\text{m}^3}$ är signifikant skilda från noll så indikerar det att hushåll i har olika betalningsviljor vid olika föroreningsnivåer. Hushållets i s karakteristika representeras av termen X_i och kan t.ex. utgöras av typ av boende (villa, hyreshus o.s.v.), hushållsstorlek, ålder mm.

Givet att vi känner till parametervärdena, α , i ekvation (1), kan vi också analysera hur mycket individens betalningsvilja, d.v.s. individens välfärd (hälsa), förändras när exponering för buller minskar med förslagsvis en dB, allting annat oförändrat, samt när exponering för dålig luft reduceras med en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, allting annat oförändrat.

Istället för att som i ansatsen med ”enkel enhetstransferering” direkt flytta betalningsviljan, WTP , överför man i ”funktionstransfereringsansatsen” parametrarna α i uttryck (1) från studieplatsen till policyplatsen. Fördelen med denna ansats är uppenbar. Uttrycket tillåter att man vid varje policyplats, där en åtgärd ska konsekvensanalyseras tar hänsyn till; (i) att de individer som bor där kan ha olika karakteristika i förhållande till de individer som bor på studieplatsen (olika X_i), (ii) att de individer som bor på policyplatsen kan ha en annan betalningsvilja för hälsa än de individer som bor på studieplatsen, eftersom exponering av föroreningar kan skilja sig åt mellan platser, d.v.s. att dB respektive $\mu\text{g}/\text{m}^3$ varierar. Nackdelen är att ansatsen kostar mer i termer av resurser som går åt till att samla in data på policyplatsen för dessa variabler.

Meta-analysis innebär att istället för att transferera en estimerad nyttofunktion från en enda studieplats till en policyplats, liknande den i ekvation (1), så använder man information och estimerade betalningsviljor från flera studieplatser för att estimeras en nyttofunktion för policyplatsen. Ett syfte med att använda resultat och information från flera olika studieplatser, är att reducera slumpens inflytande på den betalningsvilja som ska predikteras för policyplatsen. Utgår man ifrån flera tidigare studier tillförs analysen mer information vilket förväntas reducera den osäkerhet som alltid behåftar en studies statistiskt fastställda resultat. Antag t.ex. att vi har tillgång till $j = 1, \dots, J$ stycken oberoende studier som tidigare genomförts på J olika studieplatser (det finns alltså J stycken uttryck som det i ekvation (1), ett för varje studieplats). Detta ger oss möjligheten att formulera ett uttryck för en metaregressionsanalys enligt följande:

$$\overline{WTP}_j = \beta_0 + \beta_{dB} * \overline{dB}_j + \beta_{\mu\text{g}/\text{m}^3} * \overline{(\mu\text{g}/\text{m}^3)}_j + \beta_x * \overline{X}_j + \beta_z * \overline{Z}_j + v_j \quad (2)$$

där alla β är de parametrar som statistiskt ska estimeras för policyplatsen, och där v är en term som tar hänsyn till att det finns statistisk variation. Linjen ovanför variablerna i ekvation (2) markerar att de på något sätt sammanfattar resultat och information från studieplats j . Till exempel kan \overline{WTP}_j beteckna medelbetalningsviljan för hushållen på studieplats j . I ekvation (2) har det också tillkommit en term, Z_j , som innehåller faktorer som karakteriserar studie j . Exempelvis kan denna term innehålla faktorer som inte varierar på den enskilda studieplatsen men som varierar mellan studieplatser, exempelvis miljöns allmänna tillstånd, geografiskt läge osv. På så sätt tillför vi en ytterligare

relevant aspekt av information som förklaring till varför hushållens betalningsvilja för hälsa kan variera. Är miljön på en studieplats allmänt dålig, exempelvis smutsig, är det mycket möjligt att det avspeglar sig i en högre betalningsvilja för hälsa och som, dessutom, i sin tur också kan påverka β -estimatet. I övrigt definieras alla faktorer i ekvation (2) precis som i ekvation (1), med den skillnaden att de alla på något sätt sammanfattar de förhållanden som gäller på studieplats j . Exempelvis kan man utgå ifrån att föroreningsvariablerna, \overline{dB} och $\overline{\mu g / m^3}$, reflekterar de buller- respektive luftutsläppsnivåer som hushållet i genomsnitt exponeras för på studieplats j . När det gäller hushållens karaktäristika, $\overline{X_j}$, kan t.ex. hushållens genomsnittliga inkomst på studieplats j användas osv.

Med uttrycket i ekvation (2) tillför vi ytterligare relevanta faktorer som kan förklara varför betalningsviljan varierar från plats till plats (vilket också kostar ännu mer i termer av ytterligare information om policyplatsen). Uttrycket tar även hänsyn till att skilda platser runt om i landet kan ha olika karaktäristika, d.v.s. att policyplatsen, för vilken en konsekvensanalys ska genomföras, kan skilja sig från studieplatserna på grund av t.ex. geografiskt läge, vilket kan göra människors hälsa mer eller mindre känslig för föroreningar (olika Z_j).

Notera att precis som i fallet med funktionstransfereringsansatsen använder man de parametrar som estimeras på basis av uttrycket i ekvation (2). Skillnaden är att parametrarna, β , inte explicit estimerats på en annan (studie)plats, utan att de har estimerats på de betalningsviljor som härrör från andra studieplatser och annan information kring dessa studieplatser. Givet att β parametrarna har estimerats kan man t.ex. beräkna hur stor individens betalningsvilja för fastigheter, WTP_p , är på policyplatsen p , genom att i ekvation (2) sätta in information om policyplatsen, $p \neq j$.

Avslutningsvis bör påpekas att kring diskussionen om ekvationerna (1) och (2) har tidsdimensionen utelämnats, d.v.s. här har bland annat antagits att individens betalningsvilja inte förändras över tiden. Tidsdimensionen kan vara viktig, speciellt för att fånga upp det senaste decenniet då människors miljömedvetenhet, d.v.s. preferenser för miljön, ökat drastiskt. Att idag genomföra konsekvensanalyser på policyplatser baserat på tio år gamla betalningsviljestudier på studieplatser kan ge felaktiga beslutsunderlag, även om de relevanta faktorerna i ekvationerna (1) och (2) fortfarande är samma.

7. Luft- och bullervärdering – vad har gjorts och vad pågår?

Projekt för att kvantifiera och/eller värdera miljö- och hälsoeffekter av luft- och bullerföroreningar relevanta för Sverige har genomförts på såväl nationell som internationell nivå. Det här avsnittet syftar till att presentera ett urval av de mer välciterade projekten inom Europa och Sverige. Mer specifik information om vilka ER-samband och värderingar som finns ges i avsnitt 8 och 9.

EUROPABASERADE PROJEKT

ExternE⁴⁰

ExternE-projektet är ett EU-baserat forskningsprojekt som, baserat på ekonomisk välfärdsteori, kvantifierar och värderar miljö- och hälsopåverkande utsläpp i syfte att internalisera de oönskade effekter som uppstår på grund av mänsklig aktivitet.⁴¹ Sedan upprättandet 1991 har ett femtiotal forskningsgrupper i mer än 20 länder varit involverade i arbetet med att ta fram en enhetlig arbetsstruktur för att värdera hälsopåverkande utsläpp (ExternE, 2006).

ExternE-projektet omfattade till en början endast utsläpp från energisektorn men har under de 16 år som fortgått kommit att inkludera även transportsektorns externa kostnader. Metodens kärna är den effektkedjeansats som utgör grunden i den tidigare presenterade tankeramen (se sid. 31). Det är alltså en ”bottom-up”-ansats som delar upp den orsakskedja som tar sin början i utsläppen från exempelvis en enskild transport och avslutas med en värdering av specifika effekter på miljö och hälsa orsakade av aktuella utsläpp. Den ”bottom-up”-ansats som gör sig gällande har, trots osäkerheter, kommit att bli normbildande på området och har använts för kvantifiering och värdering av såväl effekter av luftföroreningar som av buller.

På EU-nivå har metoden tillämpats inom en rad olika projekt i syfte att förbättra det samhällsekonomiska underlaget till miljö- energi och transportpolitiska beslutsfattanden.⁴² I ExternE-projektet har negativa externa effekter från olika energikällor (fossila bränslen, kärnkraft och förnyelsebar energi) värderats. Tillämpningar av den metod som används inom ExternE på transportområdet har genererat uppdaterade ER-samband för väg, järnväg, flyg och sjöfart (Bickel m.fl., 2002). Inom projektet har beräkningar av marginalkostnader för de olika transportslagens effekter på miljö- och hälsa gjorts vilka sedan även använts för att uppskatta transporternas totala kostnader i Europa. För att ha kunnat göra det har en rad fallstudier genomförts där strukturen följt en given mall som alla länder (efter förmåga) följt, så även Sverige (se sid. 49).

⁴⁰ ExternE (External Cost of Energy)

⁴¹ För mer om oönskade effekter och hur de kan internaliseras, se sid. 30.

⁴² För mer information om olika (del)projekt inom ramen för ExternE, se ExternE (2006).

ExternE-projektet har genererat flera studier och rapporter vilka finns att tillgå på projektets egen webbplats (se ExternE, 2006).

UNITE⁴³

UNITE är ett av EU-kommissionens forskningsprojekt som syftar till ökad tillämpning av effektkedjeansatsen. Projektet som pågick under perioden 2000-2002 kan förstås som ett förespråkande av att i större utsträckning värdera miljö- och hälsoeffekter baserade på ER-samband. Utöver kvantifiering och värdering av luftföroreningar från transporter, används metoden även för att värdera oönskade effekter från bullerutsläpp (se Bickel m.fl., 2003).

Liksom för andra EU-baserade projekt har strukturen för datainsamling, kvantifiering och värdering följt på förhand fastställda direktiv. På så sätt har möjligheterna för att analysera vilka konsekvenser miljö, energi- och transportpolitiska beslut får för olika länder kunnat förbättras. I Bilaga 1 till SIKA (2003) beskrivs hur UNITE-beräkningar gjorts för att uppskatta miljö- och hälsorelaterade kostnader bland annat av luft- och bullerutsläpp genererade från biltrafik, järnväg, och luftfart.⁴⁴ I avsaknad av både tid och disaggregerad information om svenska luftutsläpps miljö- och hälsoeffekter kom dock effektkedjeansatsen att baseras på relativt grovhuggna data inhämtade ur rapporter från ansvariga myndigheter. Samma sak kom att gälla för information om bullerexponering, där en av bristerna bestod i att åtskillnad inte kunnat göras mellan olika grader av exponering (dagtid kontra natttid).

Alla rapporter från projektet återfinns på projektets webbplats (se UNITE, 2007).

HEATCO⁴⁵

HEATCO är ett europabaserat projekt och en fortsättning på det europeiska ExternE-projektet (SIKA, 2007). Projektet pågick under perioden 2004-2006. Det huvudsakliga syftet med HEATCO har varit att utarbeta och rekommendera harmoniserade riktlinjer för bedömning av projektvärdering inom den europeiska transportsektorn (Bickel m.fl., 2006; SIKA, 2007). Projektet skulle främja ett mer enhetligt förfarande då det gäller att analysera och rekommendera metoder, kvantifieringar och värderingar på transportområdet samt lägga grund för ett mer samordnat tillvägagångssätt för att bedöma olika europeiska transportprojekt.

Framför allt har det ansetts viktigt med en konsistent bedömningsmetod när man inom EU ska välja och stödja projekt inom det transeuropeiska transportnätet (så kallade TEN-T- projekt). HEATCO:s riktlinjer kan emellertid även användas för att bedöma andra transnationella projekt (Bickel m.fl., 2006).

HEATCO-projektet genomfördes i två delar: I den första delen reviderades och analyserades dittills använda metoder för att göra jämförelser mellan transportrelaterade

⁴³ UNITE (UNIFICATION of accounts and marginal costs for Transport Efficiency)

⁴⁴ Inga svenska UNITE-beräkningar har gjorts för sjöfart.

⁴⁵ HEATCO (Harmonised European Approaches for Transport COsting and project assessment)

nyttor och kostnader inom EU25 samt Schweiz. Med utgångspunkt i välfärdsteori och inom ramen för samhällsekonomisk värdering fastställdes gemensamma definitioner och konsistenta värderingsmetoder i projektets andra del. Riktlinjer för kostnadsberäkningar avseende effekter på hälsa från såväl luftföroreningar som bullerutsläpp ingick i projektet.

Projektet resulterade i följande:

- En översikt över olika metoder för kostnadsberäkningar av transportprojekt inom EU25 samt Schweiz.
- En sammanställning av harmoniserade riktlinjer för beräkningar av EU:s transportkostnader.
- En sammanställning av monetära värden för buller baserade på ett antal värderingsstudier från olika länder med skilda geografiska, kulturella och trafikmässiga förhållanden.
- En sammanställning av olika fallstudier där framtagna riktlinjer använts och vars värden sedermera jämförts med resultat från andra värderingstudier.

En viktig notering kan vara att intentionerna med HEATCO aldrig tycks ha varit att bestämma metoder, kvantifieringar, värderingar och bedömningsprocedurer för nationella projekt. Det motsäger dock inte möjligheten att värderingar framlyfta i HEATCO skulle kunna bidra till mer harmoniserade bedömningar av projekt även på nationell nivå.

Analysen från HEATCO finns presenterade i nedladdningsbara rapporter på projektets webbplats (se HEATCO, 2006).

SVERIGEBASERADE PROJEKT

SHAPE⁴⁶

SHAPE initierades av Folkhälsoinstitutet (Leksell, 2000; Bellander m.fl., 1999) och var aktivt under perioden 1997-1999 (Bellander, 2007). Projektet finansierades av Vägverket och Vårdalstiftelsen och syftade bland annat till att öka kunskapen om exponering för luftföroreningar och deras hälsoeffekter (Bellander m.fl., 1999) samt att ta fram hälsokostnader av partikel- och kväveoxidutsläpp (Leksell, 2000).

Projektet var, då det introducerades, banbrytande på området för värdering av luftföroreningar från trafiksektorn i Sverige då den effektkedjeansats som utvecklats på europeisk nivå kom att utgöra en grund för de värden som estimerades. Under perioden 1995-98, d.v.s. innan sjösättningen av SHAPE, hade värdering av trafiksektorns luftföroreningseffekter baserats på kalkylvärden framtagna inom ramen för det så kallade VALLE⁴⁷-projektet (Leksell & Löfgren, 1995). Med utgångspunkt i Figur 1 (se sid. 32)

⁴⁶ SHAPE (The Stockholm study on Health effects of Air Pollution and their Economic consequences)

⁴⁷ VALLE (Värdering Av Lokala LuftföroreningsEffekter)

är, förenklat uttryckt, de värden som togs fram inom VALLE-projektet baserade på en ”genvägsmetod” där Steg 4 helt enkelt hoppades över. VALLE-värdet baserades således på befolkningens exponering (Steg 3) och inte på de effekter aktuell exponering innebär (Steg 4). I VALLE-projektet genomfördes en betalningsviljestudie, där individer i ett antal svenska och norska tätorter ombads uttrycka sin betalningsvilja för att få tillgång till mindre förorenad och mer hälsosam luft. Nackdelen med att be individer att värdera den exponering de utsätts för, är att det förutsätter att individerna känner till konsekvenserna av att exponeras, exempelvis i detta fall konsekvenserna för deras hälsa. Känner individerna inte till hälsokonsekvenserna blir betalningsviljan skev. Mot bakgrund av detta ansågs SHAPE:s övergång till en effektkedjeansats vara en förbättring, eftersom den ekonomiska värderingen utgår från hälsoeffektsförändringar snarare än utsläpps- och exponeringsförändringar (Leksell, 2000).

SHAPE-projektet sammanfattas av Leksell (2000) samt Bellander m.fl. (1999) och Johansson m.fl. (1999). I Leksell (2000) fokuseras huvudsakligen på metod och ekonomisk värdering, medan Bellander m.fl. (1999) och Johansson m.fl. (1999) är inriktade på exponering och kvantifiering av hälsoeffekter från partiklar och kvävedioxid.

SIKA:s ASEK-värden^{48,49} och Marginalkostnadsuppdrag

ASEK-värden

ASEK kan förstås som ett samlingsnamn för en rad återkommande regeringsuppdrag (ASEK1, ASEK2 och ASEK3) utförda av SIKA i syfte att ta fram, samt revidera, olika samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden av betydelse för den svenska transportsektorn.⁵⁰ I Sverige har kalkylvärden från ASEK, så kallade ASEK-värden, använts inom transportområdet för att avgöra den förväntade samhällsekonomiska lönsamheten av att exempelvis genomföra en viss infrastrukturåtgärd. SIKA:s senast redovisade beräkningar av kostnader för avgasutsläpp utgår från de ASEK-värden som togs fram 1999 i ASEK2 och som sedan räknades upp år 2002 inom ramen för ASEK3 (SIKA, 2006).

ASEK3 gjordes inför budgetåret 2000. Vid tidpunkten för översynen rådde brist på gemensamma riktlinjer för värdering av miljörelaterade hälsoeffekter i Sverige, vilket dels gjorde det komplicerat att jämföra olika analyser och dels försvårade för utomstående att kvalitetsbedöma det samhällsekonomiska underlaget. Utgångspunkten för ASEK3 var därför att göra en översyn som täckte upp alla potentiella tillämpningar av samhällsekonomiska metoder på det svenska transportområdet. Översynen begränsades sedermera till anvisningar om hur samhällsekonomiska analyser och kalkyler borde utformas. Vidare ingick att försöka fastställa några gemensamma riktlinjer för hur samhällsekonomiska analyser borde genomföras och redovisas för SIKA och trafikverken. Ambitionen gjorde arbetet mycket resurskrävande varför ASEK3 senare kom

⁴⁸ ASEK (Arbetsgruppen för SamhällsEkonomiska Kalkyler)

⁴⁹ Om inget annat anges är informationen hämtad från SIKA (2002a), avsnitt 1-3 och 7-8.

⁵⁰ Den tredje och senaste översynen (ASEK3) presenteras i SIKA (2002a) medan den föregående översynen (ASEK2) presenteras i SIKA (1999). I SIKA (2005d) sammanfattas tidigare gjorda rekommendationer från 2002 för buller och luftföroreningar. Vidare görs nu en fjärde översyn (ASEK4) som kommer att utmynnas i ett SIKA PM vintern 2007. Under 2008 kommer denna översyn (ASEK4) att presenteras i en SIKA Rapport.

att betraktas som ett steg i ett fortlöpande utvecklingsarbete. Det fortlöpande arbetet skulle identifiera de viktigaste källorna till fel i de samhällsekonomiska analyserna, samt bestämma ett allmängiltigt förhållningssätt till hur sådana felkällor skulle kunna begränsas, eller än mer önskvärt, elimineras.

Då även den senare ambitionen visade sig alltför omfattande och tidskrävande utmynnade ASEK3 bland annat i en rad rekommendationer för forskning och utveckling, både vad gäller värderingar av luft- och bullerföroreningar.

Beträffande luft lät SIKÄ ompröva effekterna av NO_x och partikelutsläpp på grund av risk för dubbelräkning när det gäller hälsoeffekter av partiklar och NO_x.⁵¹ Omprövningen av dessa specifika effekter ledde emellertid inte till några revideringar av ASEK2. SIKÄ föreslog istället att alla de tidigare värderingarna från ASEK2 skulle gälla tills vidare, om än med några justeringar.⁵² Noteras kan att de ASEK-värden som rekommenderas i SIKÄ (2002a) även rekommenderas i exempelvis SIKÄ (2005c) och SIKÄ (2005d). Enligt den genomgång som gjorts i föreliggande rapport motsvarar de ASEK-värden som presenteras i SIKÄ (2005d) de värden som fortfarande gör sig gällande och som används för att exempelvis utgöra underlag för vägtrafikinvesteringar.⁵³

Eftersom värderingsansatsen i ExternE kommit att bli alltmer normbildande föreslås i SIKÄ (2002a) att man till nästa ASEK-översyn undersöker huruvida det är möjligt att i högre grad utgå från ExternE-baserade underlag. Det primära syftet med ExternE är enligt SIKÄ att skatta marginalkostnader medan arbetet inom ASEK i första hand syftat till att beräkna kalkylvärden som ska användas för att bedöma infrastrukturåtgärder. Det bör dock nämnas att ASEK-värdena för luftföroreningarnas lokala effekter sedan många år utgått ifrån ExternE-rekommendationer från år 1998 (SIKÄ, 2005f).

Vad gäller SIKÄ:s rekommendationer för fortsatt forskning kring värderingar av buller ansågs det framförallt viktigt att få fram värderingar på områden där sådana saknats. I väntan på att så skulle ske rekommenderades ett antal temporära lösningar. Exempelvis föreslogs att buller i rekreations- och arbetsmiljöer, samt i vård- och undervisningslokaler, skulle värderas enligt värderingen för boendemiljöer.

I ASEK3 ifrågasattes vidare varför värderingen av järnvägsbuller baserades på vägtrafikbuller. Vidare lyftes behovet av att värdera upplevelsen av buller från olika utsläppskällor. Exempelvis skulle upplevelsen av buller från luftfart kunna skilja sig från upplevelsen av buller från sjöfart. I SIKÄ (2002a) framförs således behovet av att differentiera bullervärderingar mellan olika trafikslag, men också mellan olika miljöer inom samma trafikslag. Avslutningsvis efterlyser SIKÄ bättre förståelse för vilka häl-

⁵¹ I SIKÄ (2002a), avsnitt 8.3, förs en diskussion kring värdering av hälsoeffekter orsakade av NO_x och partiklar.

⁵² För mer detaljerad information om justeringarna, se SIKÄ (2002a) sid. 118-119.

⁵³ Se Tabell 7 till och med Tabell 9 i avsnitt 8 i den här rapporten.

soeffekter som exponering för buller kan orsaka och som den enskilde individen kanske inte är medveten om.

Sammanfattningsvis, principen i SIKAs återkommande översyner är att utgå från bästa möjliga underlag. Det innebär att underlagen kan variera från en översyn till en annan beroende på vilken studie som anses mest lämplig. Att ASEK3-värderingarna i hög utsträckning baseras på ExternE-studien innebär med andra ord inte att ASEK4 kommer att göra det. Om nya och mer lämpliga underlag har hunnit producerats, efter översynen av ASEK3, så är det troligt att de kommer att användas i pågående ASEK4.

Marginalkostnadsuppdraget

SIKA fick det så kallade Marginalkostnadsuppdraget inskrivet i sitt regleringsbrev år 2000. Uppdraget var att utreda marginalkostnaderna och prissättningen av infrastrukturen inom transportområdet (SIKA, 2005f). I samråd med trafikverken genomförde SIKAs en översyn vars slutredovisning presenterades i SIKAs (2000). Uppdragets utgångspunkt preciserades av Näringsdepartementet i ett antal frågor (sid. 13):

1. Hur ser de prisrelevanta marginalkostnaderna ut för skilda transportslag?
2. Hur kan och bör marginalkostnadsrelaterade avgifter implementeras?
3. Hur skulle sådana avgifter påverka statsbudgeten?
4. Om man vill nå en högre grad av kostnadstäckning för skilda transportslag än vad som motiveras av avgifter baserade på marginalkostnader, hur bör detta åstadkommas?

Syftet med översynen var att belysa förutsättningarna för att mer konsekvent tillämpa marginalkostnadsprincipen inom olika transportgrenar (SIKA, 2000). Översynen visade att det fanns ett stort behov av att utveckla metoder och underlag för att estimerade marginalkostnader. I rapporten fastställde SIKAs att marginskattningarna är alltför osäkra och att man därför inte kan rekommendera bestämda avgiftsnivåer. I detta läge betonade SIKAs behovet av riktade forsknings- och utredningsinsatser i syfte att förbättra kunskapen på området (SIKA, 2000).

Efter den inledande översynen (marginalkostnadsuppdraget) har SIKAs och trafikverken fått återkommande regeringsuppdrag avseende beräkningar av trafikens marginalkostnader (SIKA, 2005f). Uppgiften har varit att ”beräkna trafikens externa effekter” samt ”redovisa och analysera resultatet i relation till skatte- och avgiftsuttaget inom olika delar av trafiksektorn”. Arbetet har sammanställts i SIKAs (2005g) och i SIKAs (2005e).

VTI:s marginalkostnadstema, PINA och TESS

Marginalkostnadstemat

VTI:s marginalkostnadstema har utgått från ansatser och analyser/underlagsrapporter från det europabaserade ExternE-projektet. År 2000 genomfördes svenska ExternE-projektet. Uppgiften var att estimerade de externa kostnaderna av luftföroreningar från svenska transporter för året 2000. Projektet var ett samarbetsprojekt mellan VTI, Trafiksäkerhetsverket (TFK) och Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) vid Stuttgarts universitet. Inom projektet beräknades marginalkost-

nadsestimat för alla trafikslag i Sverige baserade på den effektkedjeansats som utvecklats inom det europeiska ExternE-projektet.⁵⁴ För vägtrafiken beräknades estimat för storstadstrafik och tätortstrafik Skellefteå och Stockholm. Syftet var att studera variationen i kostnader mellan olika trafiksituationer, information som skulle användas i utvärderingen av infrastrukturinvesteringar. Som framgått av föregående avsnitt har de värden som togs fram inom svenska ExternE kommit att bli normbildande för värdering av luft- och bullerpåverkande hälsoeffekter. Utöver beräkningar av marginalkostnader för negativa externa hälsoeffekter, användes åtgärds-kostnader för att bestämma kostnader för försurning och övergödning.

Rapporter relaterade till svenska ExternE är Nerhagen & Johansson (2003), Johansson & Ek (2003) samt Bickel m.fl. (2002).

PINA

PINA⁵⁵ är ett VTI-baserat projekt som pågått sedan 2004 och som finansieras av VINNOVA, Vägverket och Banverket. Projektet är en fortsättning på VTI:s så kallade ”Marginalkostnadstema” inom vilket forskning avseende värdering av infrastrukturella (väg och järnväg) externa effekter så som förorenad luft och buller ingått.⁵⁶ PINA är uppdelat på sex olika samhällsekonomiska (externa) marginalkostnads-komponenter varav luftföroreningar och buller utgör två komponenter.⁵⁷

LuftPINA, d.v.s. det delprojekt som fokuserar på (externa) marginalkostnads-komponenten för luftföroreningar, syftar till att förbättra underlaget för samhällsekonomisk utvärdering av enskilda åtgärder som genomförs för att förbättra luftkvaliteten. För detta används beräkningar av luftföroreningarnas externa kostnader. Projektet baseras på föroreningssituationen av partiklar i Stockholm där både tillgången på data är god och flera åtgärder föreslagits i syfte att förbättra luften.

Inom ramen för projektet har Nerhagen m.fl. (2005) beskrivit den ansats som använts inom ExternE samt behandlat betydelsen av exponeringsantaganden för hälsokvantifiering samt skillnader i värdering av partikelutsläpp mellan å ena sidan ExternE och svenska ExternE och å andra sidan ansatser inom ExternE-projekten och SIKAs ASEK-projekt.

En annan delkomponent inom PINA avser buller. Inom projektet har man genomfört studier på järnvägstrafikens bullerkostnader (se Andersson & Ögren, 2006). Vidare avser man att även värdera luftfartens externa effekter.

⁵⁴ I Nerhagen & Johansson (2003) refereras resultaten till ”The all-modes study”.

⁵⁵ PINA (Prissättning av infrastrukturutnyttjande)

⁵⁶ För mer om VTI:s marginalkostnadstema, se VTI (2005a).

⁵⁷ För mer om PINA och projektets övriga marginalkostnads-komponenter, se VTI (2005b).

TESS⁵⁸

TESS är ett pågående Sverigebaserat projekt som utförs i samarbetet mellan VTI, Slb Analys, SMHI och Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin vid Umeå Universitet. I TESS används den effektkedjeansats som utvecklas inom ExternE-projektet. Appliceringen är inriktad på partiklar, med lokal såväl som regional spridning. Projektet är uppdelat i två delar: I den första delen analyseras relationen mellan, å ena sidan, kväveoxid (NO_x), och å andra sidan avgaspartiklar. Syftet är att utröna om NO_x kan användas som indikator för avgaspartiklar. Den första delen syftar även till att generera kunskap om vilka effekter olika typer av partiklar (avgaspartiklar, slitagepartiklar etc.) har på människors livslängd. Det senare betyder att de hälsoeffekter projektet bygger på avser dödlighet (mortalitet) och inte sjuklighet (morbidity). Även om den första delen ännu inte avslutats är det intressant i sammanhanget att aktuell forskning tyder på att grova partiklar (slitage plus damm) inte har någon eller endast liten effekt på människors livslängd (Nerhagen, 2007a). Resultaten från projektets första del kommer vara avgörande för den andra delen där lokala och regionala värderingar av uppkomna lokala utsläpp (från trafik och andra källor), med Stockholm som fallstudie, kommer att beräknas. Värderingarna är sedan tänkta att användas för att kunna ta fram styrmedel som ska syfta till att minska partikelhalten på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt.

Sammanfattningsvis kan sägas att både LuftPINA och TESS begränsar sig till att kvantifiera och värdera (hälso)effekten på dödlighet. Motivet för det är att tidigare studier visat att effekten på dödligheten ger upphov till störst kostnader, d.v.s. en reduktion av dessa effekter förväntas generera störst hälso nytta (Nerhagen, 2007c). Dessutom är effekter på sjuklighet förenade med alltför stora osäkerheter.

Ljudlandskap för bättre hälsa⁵⁹

Ljudlandskap för bättre hälsa är ett forskningsprogram som finansieras av Stiftelsen för miljöstrategisk forskning (MISTRA). Programmet syftar dels till att öka kunskapen om sambandet mellan människors upplevelse av ljud (buller) och dess hälsopåverkan och dels till att ta fram förslag till hur ljudlandskap skulle kunna förbättras. Projektet som påbörjades år 2000 är uppdelat i två faser. Den andra och avslutande fasen beräknas vara klar vid utgången av 2007, varför resultaten ännu inte presenterats. Målsättningen med den avslutande fasen är emellertid: (i) att åskådliggöra fördelarna med optimering av ljudlandskap i bostadsområden; (ii) att med hjälp av laboratoriestudier fastställa effektiviteten hos olika ljudlandskapsförbättrande åtgärder; (iii) att utveckla en vetenskaplig bas av metoder och modeller för att utvidga användandet av hälsosamma ljudlandskap avseende miljöer för återhämtning och avkoppling; (iv) samt att implementera hälsoförbättrande ljudlandskapstänkande i direktiv och regelverk för både nationella och internationella myndigheter verksamma på såväl lokal som regional nivå (MISTRA, 2007).

⁵⁸ TESS (Trafikens Emissioner; Samhällsekonomisk värdering och Samhällsekonomiska åtgärder)

⁵⁹ Om inget annat anges är informationen i det här avsnittet hämtat från Berglund m.fl. (2004).

Den första fasen avslutades 2003. Under denna fas utvecklades vetenskapliga metoder och modeller för att kunna utvärdera bostadsområdets ljudlandskap med avseende dels på hur de upplevs och dels vilka effekter på hälsa och välbefinnande de har. Resultaten från den första fasen bekräftar tidigare longitudinella⁶⁰ undersökningar som visat att trafikrelaterat buller har psykosociala hälsoeffekter (MISTRA, 2003).⁶¹ Vidare framgår att det är individernas sammantagna upplevelse av ljudlandskapet, d.v.s. upplevelsen från *samliga* bullerkällor som är det centrala, inte upplevelsen av *enskilda* bullerkällor. Det kräver enligt MISTRA (2003) att strategin för att bekämpa bullerkällor måste baseras på tillämpande av metoder som möjliggör för människor att karaktärisera sina upplevelser av omgivande ljudlandskap.

Utgångspunkten i forskningsprogrammet har varit att individuella och sociala faktorer intervenerar mellan bullerimmission⁶² och störning, vilket kan medföra oönskade effekter på hälsa, välbefinnande och sömn i form av stressrelaterade psykologiska och fysiologiska symtom. I projektet görs åtskillnad mellan akustiska och upplevda ljudlandskap. Akustiska ljudlandskap avser buller som mäts med fysikaliska instrument (akustiska egenskaper) medan upplevda ljudlandskap mäts med hjälp av metoder som använder skalor som beskriver människors upplevelse av buller. För att kunna fastställa sambandet mellan ljudlandskap och effekter på hälsa, välbefinnande och sömn, d.v.s. dos-responssambandet, har projektet utgått från undersökningsområden med olika vägtrafikrelaterade bullernivåer. Den huvudsakliga skillnaden mellan undersökningsområden har varit tillgången till en ”tyst sida” i bostaden, d.v.s. en sida i bostaden som är ljudskuggad från vägtrafik.

För att kunna bedöma effekter på hälsa och välbefinnande inklusive störningsupplevelse och påverkan på sömn orsakad av buller har man inom *Ljudlandskap för bättre hälsa* (fas 1) genomfört tre olika delprojekt: (i) undersökningar i olika tätortsmiljöer (så kallade tvärsnittsstudier); (ii) longitudinella undersökningar före och efter uppförandet av en avskärmande byggnad; (iii) samt experimentella studier av bullers effekter på sömn (MISTRA, 2003).

Det första delprojektet, tvärsnittsstudierna, syftade till att bestämma sambandet mellan individuella bullerexponeringar (inklusive tillgången till en tyst sida) och oönskade hälsoeffekter, beteende och bullerkänslighet. I undersökningarna som genomfördes under perioden 2000-2004 ingick 956 individer i åldern 18 till 75 år (Öhrström, 2003). Effekterna på hälsa och välbefinnande kartlades med hjälp av frågeformulär där de hälsoeffekter som individerna uppgav kopplades till data avseende deras akustiska ljudlandskap. På samma sätt kopplades data från ett urval av 106 respondenters hälsoeffekter till data på deras upplevda ljudlandskap. Därefter analyserades relationen mellan å ena sidan negativa effekter på hälsa och välbefinnande och akustiska ljudland-

⁶⁰ Undersökning där man under en längre eller kortare tidsperiod följer ett antal element (t.ex. individer) och gör upprepade mätningar på dem. Data samlas in från ett och samma urval vid flera tidpunkter för att på så sätt få en bild av vilka förändringar som inträffar.

⁶¹ Psykosociala effekter av buller har även påvisats i internationella studier, se t.ex. De Kluizenaar m.fl. (2001).

⁶² Immission är ett begrepp som inom meteorologi och andra miljövetenskaper anger förekomst och omfattning av förorening, lukt eller buller i miljön (Nationalencyklopedin, 2007).

skap och å andra sidan mellan negativa effekter på hälsa och välbefinnande och upplevda landskap.

I syfte att bekräfta de bullerrelaterade hälsoeffekterna funna i de empiriska tvärsnittsstudierna genomfördes det andra delprojektet. Här användes longitudinella före-och-efter-studier för att fastställa effekterna av en bullerskärmande byggnad. Även här användes frågeformulär för att studera effekterna på hälsa och välbefinnande. Dessutom, för att bestämma effekterna på sömn genomfördes en djupgående sömnstudie på ett urval av de boende. Detta gjordes baserat på en kombination av frågeformulär om sömn och en så kallad aktimeter (rörelseindikator). I före-studien deltog 80 personer, varav 45 även deltog i efter-studien. Urvalet till sömnstudien omfattade 24 personer varav 10 deltog i studien som följde efter att den avskärmande byggnaden uppförts.

I det tredje delprojektet genomfördes två serier experimentella/kvasiexperimentella studier i sömnlabb och i hemmamiljö. Anledningen till experimenten var att öka kunskapen om relationen mellan akustiska ljudlandskap och effekter på sömn. Den primära målsättningen var att man ville studera effekterna på sömn av buller från ventilationsanläggningar jämfört med effekterna på sömn av vägtrafikrelaterat buller dels ensamt och dels i kombination med buller från ventilationsanläggningar.

Resultaten från delprojekten presenteras nedan.

Några av resultaten från tvärsnittstudierna resulterade i att:

- personer som är känsliga för buller, och därmed särskilt sårbara för negativa hälsoeffekter, omfattar ca 35 procent av befolkningen.
- det finns ett starkt samband mellan störning (besvärsggrad) och ljudnivå. Tillgången till en "tyst sida" minskar störningen med ca 10-20 procent (beroende av ljudnivån från vägtrafik vid den mest exponerade sidan).
- sömnstörningar orsakade av buller ökar starkt med högre bullernivåer utanför sovrumsfönstret.
- trafikbuller orsakar stressrelaterade psykosociala symtom. Resultat från internationella studier tyder på högre förekomst av hjärtsjukdom i områden som exponeras för vägtrafikbuller på 65 till 70 dB.

De longitudinella studierna resulterade i:

- betydelsen av att samla expertis från områdena akustik, miljöpsykologi och miljömedicin för att på ett tidigt stadium påverka nybyggnation och/eller förnyelse av befintlig byggnation.

De experimentella/kvasiexperimentella sömnstudierna resulterade i följande:

- Resultaten från laboratorieexperimenten överskattade inte effekterna på sömnen orsakad av vägtrafikbuller. Det innebär exempelvis att väl kontrollerade exponeringsförhållanden i laboratoriestudier kan jämföras med hemmamiljön.
- Angivna effekter från frågeformulär och effekter uppmätta med aktimeter var delvis motstridiga. Resultat baserade på frågeformulär bedöms vara mer tillförlitliga.

- Vägtrafikbuller har större effekter på sömnen än buller från ventilationsfläktar vid samma bullernivåer.

Några allmänna slutsatser från projektet presenteras är följande:

- Nuvarande riktvärden för ljudnivåer som gäller för nybyggnad av bostäder eller väsentligen ombyggnad av trafikinfrastruktur innefattar svagheter. Resultat visar att det övergripande målet om bättre ljudmiljöer blir mer träffsäkert om de uttrycks i termer av hälsa och välbefinnande istället för i termer specifika ljudnivåer.
- Kvantifierade mål för 2010 och 2020 bör således formuleras om i termer av hälsa och välbefinnande. Vidare behövs metoder för att kunna följa upp sådana kvantifierade mått. Resultaten från *Ljudlandskap för bättre hälsa* kan användas för att utveckla metoder som är baserade på störning (besvärsgard).

Den generella slutsatsen av första fasen i projektet *Ljudlandskap för bättre hälsa* är att det är den totala ljudmiljön och inte enbart en ljudkälla i taget som ska stå i fokus. Slutsatsen är därför att konceptet ljudlandskap leder till ljudlandskap för bättre hälsa.

8. Samhällsekonomiskt underlag för luftrelaterade hälsoproblem

Huvuddelen av det samhällsekonomiska underlag som finns för såväl Sverige som Europa är baserat på luftrelaterade hälsoproblem kopplade till utsläpp från trafiksektorn och baseras därför på trafikens externa effekter. Följande avsnitt syftar till att ge en överblick över vilka värden som kan användas för att analysera samhällsekonomiska konsekvenser av hälsoförbättrande åtgärder. För att underlätta förståelsen har vi, där så varit möjligt, försökt konkretisera vad värdena mäter och hur man gått tillväga för att kvantifiera och värdera hälsorelaterade effekter av luftföroreningar.

KVANTIFIERADE OCH VÄRDERADE HÄLSOEFFEKTER FRÅN LUFTFÖRORENINGAR – HUR MAN HAR GÅTT TILLVÄGA I OLIKA PROJEKT

Kvantifiering av effekter från luftföroreningar

Tankeramens Steg 4 (se sid. 32) avser kunskapen om sambandet mellan exponering av föroreningar och de effekter som exponering har på hälsa. Det innebär att man antingen estimerar nya ER-funktioner inom ramen för den studie som ska genomföras, eller så används ER-funktioner som estimerats i tidigare studier. En viss typ av förorening, exempelvis partiklar från vägtrafik, kan emellertid ha olika effekter på en viss typ av hälsoindikator, exempelvis mortalitet eller morbiditet, beroende på vilken studie man utgår ifrån. Med andra ord kan ER-koefficienten för ett samband mellan exponering av en viss förorening och en viss hälsoindikator variera mellan olika studier. En anledning till detta kan exempelvis vara att ER-funktionerna i olika studier har specificerats på olika sätt vilket kan förklaras av empiriska problem, så som att tillgången och kvaliteten på data, varierat mellan studierna. I påföljande stycken redovisas vissa skillnader mellan SIKAs ASEK-projekt och svenska ExternE.

Exponeringsberäkningar i ASEK och Svenska ExternE

Av SIKAs (2005c) framgår att grunden för kvantifiering och värdering av *lokala* effekter i princip är samma i ASEK och ExternE, men att ASEK ibland, för att förenkla värderingen, använder andra antaganden än vad ExternE gör. Den kanske största skillnaden beror på att ASEK antar att betydligt fler personer exponeras för luftföroreningar i tätorter.

Beträffande beräkningar av utsläpp med *regionala* effekter är skillnaderna mellan åtgärdskostnader små (SIKA, 2005c). Detta trots att de är beräknade på olika sätt. Totalt sett är de regionala värderingarna högre i ExternE, jämfört med ASEK. För värderingar i landsbygd lades lokala effekter till i ExternE, vilket gjorde värderingen för landsbygd högre i ExternE än i ASEK (SIKA, 2005c).

ER-koefficient och effektsamband

Av stor betydelse för värderingen av vägtrafikens utsläpp av avgaser är hur ER-koefficienten beräknas. ER-koefficienten för exempelvis partiklar speglar partiklarnas effekt på människors dödlighet, mer specifikt risken för att dö i förtid på grund av

avgaspartiklar. I ASEK bestämdes ER-koefficienten till 0.57 procent ökad mortalitet per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2.5}$ (SIKA, 2005e). SIKA förordar emellertid att ER-koefficienten sätts till 0.60 samt att känslighetsanalyser med ER-koefficienten satt till 1.7 görs (SIKA 2005e).

Av SIKA (2005e) framgår att det finns fastställda ER-samband som beskriver effekterna på hälsan av en viss utsläppsexponering samt att om det finns effektberäkningar baserade på svenska studier bör sådana användas i första hand. Vilka ER-samband som faktiskt använts presenteras emellertid inte i underlagsmaterialet till ASEK-projektet.⁶³

I ASEK3 bortsåg SIKA ifrån korrosionsproblemet i brist på underlag, men i svenska ExternE används effektsamband i syfte att värdera korrosion av olika material av försurning på regional nivå. I SIKA (2005e) föreslås att de samband som rekommenderas i ExternE bör användas då de speglar den samlade internationella kunskapen. Samtliga effektsamband som används inom svenska ExternE redovisas i Appendix A (se sid. 106).

Där effektsamband saknas – Åtgärdskostnader

Det finns områden där exponeringseffekterna bedöms vara så betydelsefulla att det är relevant att ta med dem i värderingarna även om det saknas beräknade effektsamband. Det gäller framför allt utsläppens effekter på ekosystemen på grund av försurning (orsakas av NO_x , SO_2 och ammoniak) och övergödning (orsakas av NO_x och ammoniak) (SIKA 2005e).

För att kunna inkludera effekter av försurning och övergödning på ekosystemen har man inom svenska ExternE kompletterat de regionala effekterna med värderingar baserade på åtgärdskostnader för att klara kritiska belastningsgränser (se Nerhagen & Johansson, 2003; Bickel m.fl., 2002). Värderingen av åtgärdskostnaderna i svenska ExternE anses vara förknippad med viss osäkerhet (SIKA, 2005e). Enligt Nerhagen & Johansson (2003) baseras den inte på de mest aktuella åtgärdskostnaderna, varför beräkningarna kan vara missvisande (SIKA, 2005c).

I ASEK är åtgärdskostnaderna indirekt framtagna utifrån politiska ställningstaganden avseende marginalkostnader för att bland annat nå EU:s NO_x -krav för bilar år 2005.

I det EU-finansierade projektet NewExt beräknas åtgärdskostnaderna för försurning och övergödning med hjälp av en så kallad Standard Price-ansats⁶⁴, där man utgår från olika miljöstandards, t.ex. utsläppstak (Vermootte & De Nocker, 2003). Logiken är att

⁶³ Inte heller har sakkunniga på SIKA kunnat redogöra för vilka ER-samband som ligger till grund för ASEK-värdena. En förklaring till det kan vara SIKAs omlokalisering från Stockholm till Östersund vilket inneburit att en stor del av personalen byttes ut och att nuvarande sakkunniga inte har varit involverade i framtagandet av ASEK-värdena. Förhoppningsvis kan den pågående översyn, d.v.s. ASEK4, bringa klarhet i vad värderingarna inkluderar.

⁶⁴ Standard Price Approach (SPA)

om man på vetenskaplig grund vidtagit åtgärder och dessa sedermera accepterats av medborgarna, motsvarar kostnaderna för att uppnå dessa åtgärder samhällets betalningsvilja. Betalningsviljan har i NewExt beräknats som skuggpriser och använts som komplement till regionala åtgärdskostnadsberäkningar. En jämförelse mellan värderingar framtagna med hjälp av Standard Price-ansatsen och värderingar i svenska ExternE visar på stora skillnader, vilket gör det extra angeläget att studera huruvida åtgärdskostnaderna är över- eller undervärderade (SIKA, 2005c).

Värdering av effekter från luftföroreningar

Den första uppgiften i tankeramens Steg 5 är att fastställa värdet på hälsa, närmare bestämt värdet på en enhet hälsa. Detta kan göras med hjälp av indirekta och direkta värderingsmetoder. Liksom för ER-sambanden i Steg 4 kan man för att värdera en enhet hälsa, antingen genomföra en ny värdering inom ramen för studien, eller så använder man värderingar som gjorts i tidigare studier. Givet att vi känner till värdet på en enhet hälsa, exempelvis värdet på ett förlorat levnadsår, kan man sedan med hjälp av det ER-samband som användes i Steg 4 fastställa värdet på den hälsoeffekt som förändrad exponering av föroreningar orsakar.

I värderingsprojekt som exempelvis SIKAs ASEK-projekt eller svenska ExternE görs värderingar av föroreningars marginella effekter. Effekterna delas upp på lokala och regionala effekter. Det kan emellertid förekomma skillnader mellan olika projekt beträffande de värderingar man kommer fram till, beroende på exempelvis hur och vad man faktiskt värderar. För att tydliggöra detta redovisas i påföljande stycken vissa skillnader mellan SIKAs ASEK-projekt och svenska ExternE.

Befintliga värden – Vad säger SIKAs?

I SIKAs (2005e) påpekas bland annat att det är alltför resurskrävande att göra nya värderingar så fort ett nytt projekt eller ny åtgärd ska genomföras. Om det inte finns särskilda skäl till att genomföra nya värderingsstudier, t.ex. vid stora projekt, rekommenderas att schablonvärden används. I den senaste av SIKAs översyner, ASEK3, har värderingarna, med vissa undantag (se Tabell 2) baserats på den svenska ExternE-studien (se Bickel m.fl., 2002; Nerhagen & Johansson, 2003). En anledning till det var att inom svenska ExternE-projektet värderas utsläpp från olika trafikslag, vilket möjliggör för jämförelser mellan olika transportalternativ (SIKA, 2005e). SIKAs rekommenderar emellertid vissa avsteg från de värden som tagits fram inom svenska ExternE-projektet. Avstegen avser värdering av luftfartens och sjöfartens lokala och regionala effekter, vägtrafiken och järnvägstrafikens regionala effekter från VOC-utsläpp, samt beräkningar av åtgärdskostnader. Vilka underlag som istället rekommenderas framgår av Tabell 2

Tabell 2 och specificeras ytterligare längre fram i denna rapport (se sid. 63 och framåt).

Tabell 2 SIKA:s rekommenderade avsteg från svenska ExternE-värden

Värdering	Studie	Källa
Luftfartens lokala effekter	Estimation of Environmental Costs of Aircraft LTO Emissions – Pilot Study (den s k Luftfartsstudien)	Otterström m fl (2003)
Sjöfartens lokala effekter	Estimation of Marginal Environmental Emissions Costs of Maritime Transport – Pilotstudy based on the ExternE Methodology (den s k Sjöfartsstudien)	Hämeikoski m fl (2002)
Vägtrafikens och järnvägstrafikens regionala effekter från VOC-utsläpp	Benefits Table Database: Estimates of the Marginal Environmental Emission Costs of Air Pollution in Europe. BeTa Version E1.02a. (den s k BeTa-studien)	Holland & Watkiss (2002)
Sjöfartens och luftfartens regionala effekter	Benefits Table Database: Estimates of the Marginal Environmental Emission Costs of Air Pollution in Europe. BeTa Version E1.02a. (BeTa-studien)	Holland & Watkiss (2002)
Regionala åtgärdskostnader (värderingar av effekter när det inte finns några effektsamband)	Arbetet med att utveckla värdering av trafikens avgasutsläpp baserat på Standard Price-ansatsen (NewExt-projektet)	Vermoote & De Nocker (2003); SIKA (2005c)

Värdeberäkningar i ASEK och svenska ExternE⁶⁵

Både ASEK:s och ExternE:s värderingar omfattar effekter på hälsa (förkortad livslängd och sjuklighet), effekter på naturen (främst försurning och övergödning) samt effekter på material (Nerhagen m.fl., 2005).

Värderingar i svenska ExternE utgår från den effektkedjeansats som illustrerats i Figur 1 (se sid. 32) både för lokala och regionala hälsoeffekter (SIKA, 2007). Värderingarna omfattar alla föroreningar som på vetenskaplig grund visat sig ha en påverkan på människors hälsa (Nerhagen m.fl., 2005). Vilka föroreningar det är, om de orsakar lokala/regionala effekter och eventuell påverkan på ökad dödlighet/sjuklighet redovisas i Tabell 3.

⁶⁵ Om inget annat anges är informationen i avsnittet baserad på SIKA (2005c).

Tabell 3 Föroreningar och effekter

Förorening	Effekt lokalt	Effekt regionalt
Avgaspartiklar	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom
SO ₂ på lokal skala	Dödlighet	Dödlighet
Sulfatpartiklar på regional skala	Dödlighet	Sjukdom
NO _x på lokal skala	Ingen	Dödlighet
Nitratpartiklar på regional skala	Ingen	Sjukdom
Ozon på regional skala (bildas av NO _x och NMVOC)	Ingen	Dödlighet Sjukdom
CO	Sjukdom	Sjukdom
Bensen (cancerogena)	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom
1-3 Butadien (cancerogena)	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom
BaP (cancerogena)	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom
Dieselpartiklar (cancerogena)	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom

Källa: Nerhagen m.fl. (2005)

Värderingar i ASEK⁶⁶ baseras på resultat från SHAPE-projektet⁶⁷ i Stockholm (se Leksell, 1999; 2000). För värdering av lokala effekter används en tvåstegsmetod enligt uttrycket:

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

där F_v = Ventilationsfaktor⁶⁸ (beroende av vilken ventilationszon, se Appendix B sid. 108) och B = Befolkningsstorlek. En exponeringsenhet innebär exponering av en person under ett år för halten 1 µg/m³.

I steg 1 beräknas specifik exponering, $0,029 * F_v * \sqrt{B}$, d.v.s. antalet individer som exponeras för en årlig ökning av halten med 1 µg/m³. I ASEK-projektet baseras beräkningarna på exponeringsdata för Stockholm.⁶⁹ I jämförelse med svenska ExternE tar denna exponeringsberäkning hänsyn till skillnader i exponeringen av dag- och nattbefolkning. När det gäller värderingar för övriga svenska tätorter baseras beräkningen på ett uttryck som tar hänsyn till tätortens befolkning och de vindförhållanden

⁶⁶ Beskrivningen av hur värderingar görs i ASEK är hämtad från Nerhagen m.fl. (2005) och SIKÄ (2002a).

⁶⁷ För en kort sammanfattning av SHAPE, se sid. 46 för resultat från SHAPE, se Tabell 9, sid. 65.

⁶⁸ Ventilationsfaktorn avser så kallade ventilationszoner. För mer detaljerad information om dessa se Björketun & Eriksson (2001).

⁶⁹ För mer om exponeringsberäkningen hänvisar Nerhagen m.fl. (2005) till Johansson m.fl. (1999), d.v.s. den första delen i SHAPE-projektet.

som råder i regionen. I steg 2 multipliceras sedan antalet individer som exponeras för en årlig ökning av halten med 1 µg/m³ med en värdering per exponeringsenhet.⁷⁰

Av Tabell 4 framgår att ASEK-värden och svenska ExterneE-värden skiljer sig med hänsyn till om de omfattar lokala effekter, regionala effekter eller bådadera.⁷¹ Exempelvis är effekter från partiklar endast värderade på lokalnivå inom ASEK medan svenska ExterneE värderar effekterna från partiklar på såväl lokal som regional nivå. För NO_x och VOC är det emellertid tvärtom, d.v.s. ASEK värderar effekterna av utsläppen både på lokal och på regional nivå, medan Svenska ExterneE endast värderar effekterna på regional nivå. Anledningen till att man inom svenska ExterneE valt att begränsa värderingen av NO_x till regional nivå är för att undvika dubbelräkning (SIKA, 2005e). Trots att SIKA i ASEK3 rekommenderar fortsatt värdering av NO_x, både för lokala och regionala hälsoeffekter, konstateras i SIKA (2005e) att de låga halterna av NO_x i Sverige sannolikt inte har några betydande hälsoeffekter i sig. Det gör att SIKA (2005e) i enlighet med svenska ExterneE rekommenderar att endast regionala hälsoeffekter av NO_x bör värderas.

Tabell 4 De specifika utsläpp som antas ha lokala och regionala effekter inom värderingsansatserna ASEK och ExterneE

Emissioner	ASEK	ExterneE
PM _{2,5}	Lokalt	Lokalt och Regionalt
SO ₂	Lokalt och Regionalt	Lokalt och Regionalt
NO _x	Lokalt och Regionalt	Regionalt
VOC	Lokalt och Regionalt	Regionalt
CO	--	Lokalt och Regionalt
Bensen	--	Lokalt och Regionalt
BaP	--	Lokalt och Regionalt
1.3-Butadiene	--	Lokalt och Regionalt
Dieselpartiklar	--	Lokalt och Regionalt

Källa: SIKA (2005e)

Primärt omfattar de värderingar som görs inom ASEK värdet på hälsoeffekter av förändringar i utsläpp, och i viss mån också värdet på nedsmutsning, nedbrytning av material och effekter på ekosystemen. ASEK:s lokala effekter baseras huvudsakligen på värderade hälsoeffekter. I ASEK:s totala värdering av partiklar på lokal nivå ingår emellertid värdet på nedsmutsning.

I ExterneE:s värderade effekter inkluderas bara de effekter där man med vetenskaplig säkerhet fastställt samband mellan föroreningen och effekten, d.v.s. där det finns ER-

⁷⁰ För värderingar per exponeringsenhet, se Tabell 8, sid. 64. För information om beräkningarna i SHAPE, se Leksell (1999). För en allmän diskussion kring exponeringsberäkningar, se Nerhagen m.fl. (2003).

⁷¹ Effekter av luftföroreningar brukar delas upp i tre olika kategorier: lokala, regionala och globala effekter (SIKA, 2007). Lokala effekter avser de direkta effekter av luftföroreningar som äger rum nära utsläppskällan. Regionala effekter är direkta och indirekta effekter som luftföroreningar orsakar inom en större radie från utsläppen, medan globala effekter orsakas av att luftföroreningar hela tiden finns närvarande i atmosfären, om än i olika omfattning.

samband (Nerhagen m.fl., 2005). Vilka föroreningar och effektskategorier som inkluderas framgår av Tabell 5.

Tabell 5 Värderade hälso- och miljöeffekter inkluderade i svenska ExternE

Hälsoeffektskategori	Förorening	Inkluderade hälsoeffekter
Allmän hälsa – dödlighet	PM _{2,5} , PM ₁₀	Förkortad förväntad livslängd pga. akut och kronisk dödlighet
	SO ₂ , O ₃	Förkortad förväntad livslängd pga. akut dödlighet
Allmän hälsa – sjuklighet	PM _{2,5} , PM ₁₀ , O ₃	Luftrörsrelaterade sjukhusbesök
		Dagar med besvär (RAD)
	PM _{2,5} , PM ₁₀	Hjärt- och kärlrelaterade sjukhusbesök
		Hjärtsvikt
		Fall av inhalatorsanvändning
		Fall av kronisk bronkit
		Fall av kronisk hosta hos barn
		Astmarelaterad hosta
		Besvär i nedre luftvägarna
	O ₃	Astmaattacker
Dagar med besvär		
Nedbrytning av material	SO ₂ , försurning	Korrosion av galvaniserad stål, kalksten, natursten, murbruk, sandsten, färg, zink
Grödor	SO ₂	Avkastningsförändringar av vete, korn, råg, havre, potatis, sockerbetor
	O ₃	Avkastningsförändringar av vete, potatis, ris, råg, havre, tobak, korn, vete
	Försurning	Ökat kalkningsbehov
	N, S	Gödslingseffekter
Överskridande av kritiska belastningsgränser	N, S	Delar av ekosystemet för vilket kritiska belastningsgränser överstigits

Källa: Bickel m.fl. (2002), egen översättning och bearbetning

ExternE inkluderar därför, utöver hälsoeffekter och effekter på material (nedsmutning och nedbrytning av material), endast värderingar av regionala effekter på grödor eftersom det inte finns fastställda samband mellan regionala utsläpp och effekter på andra varor från ekosystemet såsom skog och vattendrag. I Tabell 6 redovisas de föroreningar och regionala effekter som påverkar grödor.

Tabell 6 Föroreningar och effekter på grödor

Förorening	Effekt regionalt
Försurande nedfall (bildat av SO ₂)	Försurning av jordbruksmark
SO ₂	Påverkan på grödors tillväxt
Nitrat (bildat av NO _x)	Gödning av jordbruksmark
Ozon (bildat av NO _x och NMVOC)	Påverkan på grödors tillväxt

Källa: Nerhagen m.fl. (2005) hänvisar till Bickel m.fl. (2003)

Även om man i ExternE inte låtit värdera regionala effekter på ekosystem, såsom exempelvis att fisken har försvunnit och att haven blivit syrefattiga, så har man i svenska ExternE kompletterat med värderingar som baseras på åtgärdskostnader för att reducera överskridandet av kritiska belastningsgränser.⁷²

Mortalitet och morbiditet

När det gäller kvantifiering och värdering av hälsoeffekter från luftföroreningar är det två olika utfall som beaktas; dels risken att dö (mortalitetsrisken) och dels risken för att få försämrad hälsa (morbiditetsrisken) (Nerhagen & Johansson, 2003). För att beräkna välfärdseffekter av mortalitets- och morbiditetsrisker finns olika metoder att tillgå.

Inom såväl ASEK som svenska ExternE används en metod som baseras på sannolikheten för att en individ ska gå en förtida död till mötes och värdet av det genomsnittliga antalet år som i då går förlorade. Värdet av det genomsnittliga antalet år som förloras beräknas utifrån *värdet av ett statistiskt liv*, VSL. I termer av en effektkedjeansats kan det uttryckas som produkten av en viss exponeringseffekt och värdet på en enhet effekt. Till grund för beräkning av den genomsnittliga betalningsviljan i ASEK och ExternE är nyttan av åtgärder som minskar antalet döda i trafiken. För att korrigera för att de som dör i trafiken ofta är yngre personer medan de som dör av luftföroreningar inte sällan är äldre personer med redan nedsatt hälsa (vilket påverkar värdet av det genomsnittliga antalet år som förloras) (Nerhagen m.fl., 2003), använder man sig inom både ASEK och ExternE av värdet av ett förlorat levnadsår, så kallad VOLY (Value Of Life Years lost). Något förenklat innebär det att istället för att utgå från värdet av det genomsnittliga antalet år som går förlorade när man värderar ett statistiskt liv (vilket påverkas av om man är ung eller gammal när man dör), antar man att ett statistiskt liv motsvarar det diskonterade värdet av VOLY, räknat över den förväntade livslängden (Nerhagen m.fl., 2003). Sedan kan man utifrån värdet av ett statistiskt liv beräkna VOLY. I praktisk mening antas att VOLY är konstant över resterande levnadsår, d.v.s. VOLY-värdet, till skillnad från värdet av det genomsnittliga antalet år som går förlorade, påverkas inte av ålder. VOLY påverkas inte heller av att riskvärderingen skiljer sig åt mellan individer till följd av att risken för att dö av luftföroreningar är ofrivillig. Forskning visar att individer upplever ofrivilliga risker som värre än självpåtagna risker (Nerhagen m.fl., 2003).

För att värdera morbiditetsrisken utgår man i ExternE från värderade ER-samband som kunnat härledas från olika studier,⁷³ därtill läggs kostnader för sjukhusvistelse samt samhällets kostnader orsakade av produktivitetsförluster på grund av sjukfrånvaro (Nerhagen m.fl., 2003).

Inom ASEK beräknas sjukligheten med hjälp av schablonmässig uppräknings på 16 procent av värdet för mortalitet orsakad av partikelexponering (SIKA, 1999). Vär-

⁷² För mer utförlig beskrivning av tillvägagångssättet, se Nerhagen m.fl. (2005), kap 3.

⁷³ För att se vilka sjukdomstillstånd som avses, se Tabell 5. För information om använda ER-samband, se Tabell 47, i Appendix A.

deringen av de lokala effekterna från SO₂ och NO_x har härletts från värderingen av partiklar. När det gäller värderingen av lokala effekter orsakade av VOC har värderingen beräknats utifrån resultat i svenska arbeten som studerar förlorade levnadsår orsakade av cancer (Nerhagen m.fl., 2005 hänvisar till Leksell, 1999).

Valet av sammanhangsfaktor

Värdet av minskad mortalitetsrisk i ASEK och ExternE beräknas alltså utifrån information om förlorade levnadsår, d.v.s. värdet av ett statistiskt liv. Värdet på ett statistiskt liv kommer i sin tur från betalningsviljestudier som avser förändringar i den dödsolycksrisk man utsätter sig för i trafiken. Det vill säga, värdet på mortalitetsrisken mäter inte direkt värdet på mortalitetsriskerna av att utsättas för luftföroreningar. Det finns emellertid en studie som indikerar att betalningsviljan för att slippa dö på grund av luftföroreningar är högre än betalningsviljan för att slippa dö i trafikolyckor (Jones-Lee m.fl., 1998). Med andra ord, betalningsviljan varierar på grund av sammanhang. Av SIKa (2005e) framgår att UNITE av denna anledning rekommenderar sammanhangsfaktorn 2 för att ta hänsyn till denna variation. SIKa menar dock att det inte finns någon vetenskaplig grund för att använda sig av en sammanhangsfaktor men att det ändå kan vara angeläget att i framtiden kunna värdera mortalitetsrisken av att utsättas för luftföroreningar med betalningsviljestudier som är direkt riktade mot utsläppens effekter (SIKA, 2005e).

SVERIGEBASERADE⁷⁴ VÄRDEN I SAMMANDRAG

Med utgångspunkt från aktuella och använda värderingar av hälsoeffekter relaterade till luftföroreningar i Sverige, presenteras här värden som kan utgöra underlag i samhällsekonomiska konsekvensanalyser.

ASEK-värden

I Tabell 7 presenteras SIKa:s ASEK-värden för luftföroreningarnas regionala effekter. Värderingarna baseras på en enhetlig kostnad per kilo utsläpp beräknade utifrån åtgärds-kostnader för att nå svenska utsläppsmål (Nerhagen m.fl., 2005 hänvisar till Leksell, 1999).⁷⁵ För åtgärds-kostnadsberäkningarna antas att de inkluderar alla effekter, d.v.s. påverkan på hälsa, miljö och material.

Tabell 7 SIKa:s rekommenderade värdering av luftutsläppens regionala effekter, SEK/kg, 2001 års prisnivå

Förorening	Värdering
NO _x	62
SO ₂	21
VOC	31

Källa: SIKa (2005c) hänvisar till SIKa (2002a)

⁷⁴ Med ”Sverigebaserade” menas att värderingarna är hämtade från svenska projekt.

⁷⁵ Enligt Nerhagen m.fl. (2005) har åtgärds-kostnaderna i Leksell (1999) utgått från beräkningar som Kågeson (1998) utförde åt Banverket. Notera dock att de värden som presenteras här är beräknade i 2001 års prisnivå (SIKA, 2005e) varför skillnader mellan olika källor är att vänta.

I Tabell 8 presenteras SIKA:s ASEK-värden för luftföroreningarnas lokala effekter. En exponeringsenhet innebär exponering av en person under ett år för halten $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SIKA, 2002a). För att värdera hälsoeffekter orsakade av lokala luftutsläpp utgår ASEK-beräkningarna från den tvåstegsformel som presenteras på sid. 59 i den här rapporten. I ett första steg skattas antalet exponerade individer vid en viss utsläppsnivå, därefter multipliceras exponeringen med en värdering som ges i Tabell 8.

Värderingen för partiklar (i detta fall avgaspartiklar) inkluderar kostnader för dödlighet (antal förlorade levnadsår), sjuklighet och effekter på material (Nerhagen m.fl., 2005).⁷⁶ Värderingarna för dödlighet baseras på effekten (antal förlorade levnadsår) multiplicerat med värdet av ett statistiskt liv för trafikolycksfall i Sverige (Nerhagen m.fl., 2005 hänvisar till Leksell, 1999). Värderingen av sjuklighet till följd av exponering av partiklar är beräknad som en procentsats av värderingen för dödlighet. Värderingarna från SO_2 och NO_x baseras på värderingen för partiklar medan värderingen för VOC är beräknad utifrån svenska studier om förlorade levnadsår orsakade av cancer (Nerhagen m.fl., 2005 hänvisar till Leksell, 1999).

Tabell 8 SIKA:s rekommenderade värdering av luftutsläppens lokala effekter, SEK/exponeringsenhet, 2001 års prisnivå

Förorening	Värdering
NO_x	1,5
Partiklar	426
SO_2	12,5
VOC	2,5

Källa: SIKA (2005c) hänvisar till SIKA (2002a)

SIKA:s värderingar av lokala effekter av luftföroreningar i vissa tätorter redovisas i Tabell 9. Värderingarna för tätorterna Uppsala, Falun, Södertälje och Laholm utgår från den tvåstegsformel som presenteras på sid. 59 i den här rapporten. I värderingarna för Stockholm har emellertid inte formeln använts. Dessa värden har istället baserats på resultat från det så kallade SHAPE-projektet (se Leksell, 1999; 2000). Av Tabell 9 framgår att beräkningarna för Stockholm har delats upp i zoner med olika tätbebyggelse vilket gör att luftföroreningarna har olika totaleffekt på hälsan.⁷⁷

⁷⁶ I Nerhagen m.fl. (2005) presenteras värden i 1999 års prisnivå medan vi presenterar värden i 2001 års prisnivå. I Nerhagen m.fl. (2005) inkluderar hälsoeffekterna av partiklar: livslängdsförlust (SEK 236 per exponeringsenhet); kostnaden för sjuklighet (SEK 57 per exponeringsenhet) och kostnaden för material (SEK 47 per exponeringsenhet).

⁷⁷ För mer detaljerad information om exponeringszoner, se Leksell (2000), sid. 90-91.

Tabell 9 SIKA:s rekommenderade värdering av luftutsläppens lokala effekter i vissa tätorter, SEK/kg, 2001 års prisnivå

Tätort	Befolkning	Ventilationsfaktor	Värdering			
			NO _x	Partiklar	SO ₂	VOC
Stockholms innerstad*		SHAPE	30	9 500	275	56
Stockholms yttre stad**		SHAPE	Ingen uppgift	6 000	175	35
Storstockholm yttre***		SHAPE	Ingen uppgift	2 400	75	14
Uppsala	120 000	1,0	15	4 275	125	25
Falun	36 000	1,4	11	3 278	96	19
Södertälje	57 000	1,0	10	2 946	86	18
Laholm	5 600	1,0	4	924	28	5

* Stockholm stad, ** Stockholms kranskommuner, *** Stockholms mer distanserade kommuner, d.v.s. Storstockholm minus Stockholm stad och kranskommuner (Leksell, 2000).

Källa: SIKA (2005c)

BeTa-värden

Som tidigare framgått av Tabell 2 (se sid. 58) rekommenderar SIKA (2005e) de så kallade BeTa-värdena som underlag för beräkningar av luftfartens och sjöfartens regionala skadestnader framför underlag från svenska ExternE (eller UNITE).⁷⁸ Avsteget från svenska ExternE-värden motiveras med att dessa värderingar baseras på Finland medan BeTa-värdena finns framräknade för Sverige. Eftersom Sverige och Finland skiljer sig beträffande hur många individer som exponeras leder en tillämpning av värden från Svenska ExternE till en undervärdering av effekterna från luft- och sjöfartens regionala skadestnader (SIKA, 2005e).

I Tabell 10 presenteras värderade effekter av luftföroreningarna uttryckt i kostnad per kg utsläpp uppdelat på landsbygd och tre olika tätortstyper. Dessa värderingar har beräknats med hjälp av effektkedjansatsen och inkluderar följande effekter på hälsan: akuta hälsoeffekter (sjuklighet, dödlighet) i den grad sådana kunnat härledas för PM_{2,5} och SO₂, samt kroniska hälsoeffekter (sjuklighet, dödlighet) i den grad sådana kunnat härledas för PM_{2,5} (Holland & Watkiss, 2002).⁷⁹ Värderingarna för dödlighet har baserats på ett värde av € 1 000 000 (2000 års prisnivå) för varje dödsfall orsakat av luftföroreningar.⁸⁰ Använd diskonteringsränta är 4 procent. Vad värderingar av sjuklighet omfattar beskrivs inte i underlagsrapporten till BeTa.

Värderingarna i Tabell 10 inkluderar även korrosionseffekter på material i byggnader (villor, kontorsbyggnader, broar etc.) orsakade av SO₂ samt effekter på produktion av grödor till följd av ozonutsläpp. Noteras kan att effekter på ekosystemen till följd av försurning och övergödning inte ingår (SIKA, 2005c).

⁷⁸ Antaganden från UNITE-projektet är relevanta här eftersom de användes som underlag i svenska ExternE.

⁷⁹ Vilka ER-samband som ligger till grund för värderingarna i Tabell 10 finns redovisade i Holland & Watkiss (2002).

⁸⁰ För mer om värdet av ett statistiskt liv (VSL), se sid. 62.

Mer specifikt värderas utsläppen av SO₂ via effekterna av SO₂ och sulfat på hälsa, samt effekterna av SO₂ och försurning på material (Holland & Watkiss, 2002). Utsläppen av NO_x värderas via effekterna av nitrat och ozon på hälsa samt på produktion av grödor. VOC utsläpp värderas via effekter av ozon på hälsa och på produktion av grödor. Slutligen, värderas utsläpp av PM_{2.5} via effekterna av PM_{2.5} på hälsa.

Tabell 10 Värdering av luftutsläppens effekter på landsbygd och tätort i Sverige, SEK/kg, 2000 års prisnivå

	SO ₂	NO _x	PM _{2.5}	VOC
Landsbygd	15	23	15	6
Tätort				
100 000 invånare	54	--	297	--
500 000 invånare	270	--	1 485	--
1 000 000 invånare	405	--	2 228	--

Källa: SIKA (2005c) hänvisar till Holland & Watkiss (2002)

Värderingarna för utsläpp på öppet hav i Tabell 11 baseras på kostnaden per kg utsläpp beräknade utifrån värderingar för landsbygd för de länder som omger Östersjön, viktat med avseende på kustlängden (Holland & Watkiss, 2002). De värden som presenteras i underlagsrapporten (se, Holland & Watkiss, 2002) avser dock den totala värderade effekten av utsläpp på öppet hav för EU15. Beräkningar av marginella externa effekter orsakade av luftföroreningar på havet har gjorts för östra Atlanten, Östersjön, Engelska kanalen, norra Medelhavet och Nordsjön. Då sjöfartens utsläpp på Östersjön är de som har effekter på Sverige presenteras de värderingarna i Tabell 11.

Tabell 11 Värdering av utsläpp på öppet hav, SEK/kg, 2000 års prisnivå⁸¹

	SO ₂	NO _x	PM _{2.5}	VOC
Östersjön	14	19	22	9

Källa: SIKA (2005c) hänvisar till Holland & Watkiss (2002)

NewExt-värden (Åtgärds-kostnader med Standard Price-ansats)

På grund av osäkerheter förknippade med åtgärds-kostnadsberäkningarna i svenska ExternE rekommenderar SIKA (2005e) att NewExt-värden tillsammans med känslighetsanalyser används för att värdera regionala åtgärds-kostnader.

I Tabell 12 presenteras så kallade NewExt-värden som tagits fram för att komplettera den befintliga värderingen av effekter på ekosystemtjänster osakade av SO₂ och NO_x. Eftersom det tidigare visat sig problematiskt att kvantifiera och värdera ekosystemtjänster på samma sätt som man kvantifierat och värderat effekter på hälsa, byggnader och grödor baseras NewExt-värdena på åtgärds-kostnader som tagits fram med en

⁸¹ Baserat på resultaten för landsbygd för länder runt Östersjön hänvisar SIKA (2005c) till Holland & Watkiss (2002).

Standard Price-ansats (Vermootte & De Nocker, 2003).⁸² De effekter som inkluderas i NewExt-värdena i Tabell 12 är försurning orsakade av SO₂ samt försurning och övergödning orsakad av NO_x. Den monetära värderingen utgår från en indirekt skattad betalningsvilja baserad på kostnaden för att reducera utsläpp till en (politiskt) acceptabel nivå sett till effekterna på ekosystemen i Europa (Vermootte & De Nocker, 2003).

Tabell 12 Värdering av påverkan av SO₂ (försurning) och NO_x (försurning och övergödning) på ekosystemen i Sverige, SEK/kg, 2000 års prisnivå

	SEK/kg
SO ₂	5,0
NO _x	5,3

Källa: SIKA (2005c) hänvisar till Vermootte & De Nocker (2003)

Svenska ExternE-värden

I Tabell 13 till och med Tabell 23 finns värderade externa effekter för vägtrafik, tågtrafik, sjöfart och luftfart framtagna inom svenska ExternE-projektet och presenterade i SIKA (2005c). Värdena i detta avsnitt är baserade på antaganden gjorda i svenska ExternE (SIKA, 2005c). SIKA föreslår emellertid att värderingar bör justeras med avseende på ER-samband för den kroniska effekten på dödlighet av partiklar samt val av sammanhangsfaktor (SIKA, 2005c; 2005e).^{83, 84}

Lokala kostnader har beräknats enligt effektkedjeansatsen och inkluderar följande föroreningar och hälsoeffekter: avgaspartiklar (dödlighet, sjukdom), SO₂ (dödlighet), CO (sjukdom), cancerogen Bensen (dödlighet, sjukdom), cancerogen 1-3 Butadien (dödlighet, sjukdom), cancerogen BaP (dödlighet, sjukdom), cancerogena dieselpartiklar (dödlighet, sjukdom) (Nerhagen m.fl., 2005).⁸⁵ Värderingarna för sjukdom och dödlighet har baserats på ER-samband för partiklar. Värderingar av lokala effekter av NO_x har, som tidigare nämnts, utelämnats för att undvika dubbelräkning orsakad av stark korrelation mellan föroreningarna avgaspartiklar och SO₂.

Regionala skadekostnader inkluderar värderade effekter på hälsa och miljö för alla föroreningar som ingår i ExternE för sjukdom och dödlighet (se, Tabell 3 sid. 59).

Regionala åtgärdskostnader avser de regionala effekter för vilka ER-samband saknas och som därför värderats med hjälp av åtgärdskostnadsberäkningar, d.v.s. kostnaden för att nå svenska miljömål för NO_x, SO₂ och VOC.

⁸² I den här rapporten omnämns Standard Price-ansatsen på sid. 56. För mer utförlig beskrivning av metoden samt vilka politiska ställningstaganden som ligger till grund för beräkningarna, se Vermootte & De Nocker (2003) eller SIKA (2005c).

⁸³ För forskningsresultaten från svenska ExternE, se Bickel m.fl. (2002) samt Nerhagen & Johansson (2003).

⁸⁴ För en kortare genomgång av sammanhangsfaktor, se sid. 63 i den här rapporten.

⁸⁵ Föroreningar och effekter i svenska ExternE redovisas även i Tabell 3, se sid. 59 i föreliggande rapport.

I Tabell 13 presenteras värderade externa effekter på lokal respektive regional nivå för vägtrafik framtagna i det svenska ExternE-projektet (SIKA, 2005c). SIKA (2005e) rekommenderar emellertid att regionala effekter av VOC-utsläpp från vägtrafik och järnvägstrafik bör värderas baserat på BeTa-värdet för landsbygd (se Tabell 10). Detta för att kunna jämföra utsläppen från dessa två trafikslag med utsläppen från luft- och sjöfart som även de, enligt (SIKA, 2005e), bör baseras på BeTa-värden (SIKA, 2005e). Dessutom skulle användandet av BeTa-värden göra att problemet med dubbelräkning kan undvikas. Vidare anser SIKA (2005e) att åtgärdskostnader bör baseras på NewExt-värderingar (se Tabell 12) då åtgärdskostnadsberäkningarna i svenska ExternE är förknippade med viss osäkerhet samt att NewExt-värderingarna är framtagna på ett mer systematiskt vis.

Tabell 13 Värdering av externa effekter för utsläpp från personbil, lastbil, buss och MC, SEK/kg, 2000 års prisnivå

	Lokala kostnader	Regionala skadekostnader	Regionala åtgärdskostnader	Totalt (exkl CO ₂)
Tätort				
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
Landsbygd				
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

Källa: SIKA (2005c)

Tabell 14 Värderade externa effekter för dieseldrivna tåg SEK/liter, 2000 års prisnivå

	Lokala kostnader	Regionala skadekostnader	Regionala åtgärdskostnader	Totalt (exkl CO ₂)
Persontåg	0,14	1,33	0,67	2,14
Godståg	0,10	1,19	3,45	4,74

Källa: SIKA (2005c)

Tabell 15 Värderade externa effekter för dieseldrivna tåg, SEK/tåtkilometer, 2000 års prisnivå

	Lokala kostnader	Regionala skadekostnader	Regionala åtgärdskostnader	Totalt (exkl CO ₂)
Persontåg	0,18	1,68	0,84	2,52
Godståg	0,52	6,17	1,79	8,48

Källa: SIKA (2005c)

I Tabell 16 presenteras värden av sjöfartens totala utsläpp av SO₂ och dess lokala externa effekter på öppet hav. Värden från den så kallade Sjöfartsstudien (se Tabell 25 till Tabell 27) är dock att föredra som underlag för att värdera sjöfartens lokala effekter (SIKA, 2005e). Detta då Sjöfartsstudien inkluderar fler föroreningar samt beräknar lokala externa effekter även för utsläpp från ”gång i farled” samt ”fartyg i hamnar”. Rekommendationen i SIKA (2005e) torde även omfatta lokala effekter i Tabell 18 (se längre ned).

Tabell 16 Värderade lokala externa effekter för sjöfarten på öppet hav, miljoner SEK, 2000 års prisnivå⁸⁶

	SO ₂	Totalt
Sjöfarten, öppet hav	1,5	1,5

Källa: SIKA (2005c)

De värderingar som presenteras i Tabell 17 är de som använts som underlag i ASEK för att värdera sjöfartens regionala externa effekter på öppet hav SIKA (2005e). Värderingarna avser totala utsläpp uppdelat på skadekostnader (kostnader för effekter på hälsa och miljö) och åtgärdskostnader (kostnader för att minska effekter på hälsa och miljö enligt satta mål) för respektive förorening presenterad i tabellen. Som framgått tidigare förslår emellertid SIKA (2005e) att regionala skadekostnader istället bör baseras på BeTa-värden medan åtgärdskostnader bör baseras på NewExt-värden. Rekommendationen i SIKA (2005e) torde även omfatta lokala effekter i Tabell 18 (se nedan).

Tabell 17 Värderade regionala externa effekter för sjöfarten på öppet hav, miljoner SEK, 2000 års prisnivå

	Ozon	NO ₂	SO ₂	Försurat nedfall	Summa
Skadekostnader	162	266	2	13	443
Åtgärdskostnader	--	443	--	240	683
Summa	162	709	2	253	1126

Källa: SIKA (2005c)

⁸⁶ Av källan framgår inte om värdena i Tabell 16 avser miljoner SEK per år eller något annat. Samma sak gäller Tabell 17.

Åtgärdskostnader för försurat nedfall (se Tabell 18) har också beräknats (SIKA 2005c). Försurningseffekten har emellertid inte beräknats i SEK/kg. Anledningen är att försurningseffekterna påverkas av andra ämnen, exempelvis sulfater, som på regionalnivå bildas av svavelutsläpp.

Tabell 18 Värderade lokala och regionala effekter för NO_x för sjöfarten på öppet hav, SEK/kg, 2000 års prisnivå

	Lokala kostnader	Regionala skadekostnader	Regionala Åtgärdskostnader
NO _x	--	14	23
SO ₂	4,0	7	--

Källa: SIKA (2005c)

Värderingarna i Tabell 19 till och med Tabell 23 baseras på den så kallade "Landing and Take Off-cykeln" (LTO-cykeln) för luftfart. LTO-cykeln omfattar uppvärmning, start och flygning upp till en höjd av 915 och sedan från 915 meter ner till landning samt intaxning.

Beträffande beräkningar av de lokala kostnaderna anser SIKA (2005e) att värden från Luftfartsstudien (se Tabell 28) bör användas som underlag. Motivet till det är att utsläpp av partiklar inkluderats samt att schablonvärden baserade på Västerås flygplats anses lämpligare än beräknad genomsnittskostnad för Arlanda, Skellefteå och de flygplatser som ägs av Luftfartsverket (LFV). Enligt SIKA (2005e) påverkas genomsnittskostnaden i hög grad av Arlanda och Bromma flygplats vilket gör värderingen i svenska ExterneE skev. Däremot är dessa värderingar att föredra om värderingen avser just utsläpp från Arlanda (SIKA, 2005e).

Vidare anser SIKA (2005e), som tidigare nämnts, att regionala skadekostnader från luftfartens utsläpp bör utgå från tidigare presenterade BeTa-värden medan åtgärds-kostnader bör baseras på NewExt-värden.

Tabell 19 Värderingar av luftfartens LTO-cykel, miljoner SEK, 2000 års prisnivå

	Lokala kostnader	Regionala skadekostnader	Regionala Åtgärdskostnader (NO ₂)	Totalt (exkl CO ₂)
Flyg, LTO-cykeln	1	30	63	94

Källa: SIKA (2005c)

Tabell 20 Värderingar av luftfartens lokala LTO-cykel, miljoner SEK, 2000 års prisnivå

	SO ₂	CO	Bensen	1,3-Butadiene	Totala lokala värderingar
LFV:s flygplatser	0,864	0,003	0,007	0,216	1
Arlanda	0,54	0,001	0,005	0,108	0,65

Källa: SIKA (2005c)

De totala regionala skadekostnaderna om SEK 30 respektive 16 miljoner i Tabell 21 inkluderar även kostnader för effekter orsakade av koloxid, bensen, och 1,3 butadiene, men på grund av att dessa utgör så små belopp har de utelämnas i tabellen (SIKA 2005c).

Tabell 21 Regionala skadekostnadsberäkningar för luftfartens LTO-cykel, miljoner SEK, 2000 års prisnivå

	O ₃	NO ₂	SO ₂	Försurat nedfall	Bränsle produktion	Totala 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

Källa: SIKA (2005c)

Tabell 22 Värderingar av NO_x för luftfartens LTO-cykel, SEK/kg, 2000 års prisnivå

	Lokala kostnader	Regionala skadekostnader	Regionala åtgärds kostnader
Sverige	--	14,09	61,06
Stockholm	--	13,63	99,34
Skellefteå	--	4,45	3,83

Källa: SIKA (2005c)

Tabell 23 Värderingar av SO₂ för luftfartens LTO-cykel mätt i SEK/kg, 2000 års prisnivå

	Lokala kostnader	Regionala skadekostnader	Regionala åtgärds kostnader
Sverige	9,07	11,24	--
Stockholm	10,51	11,79	--
Skellefteå	4,40	3,83	--

Källa: SIKA (2005c)

I Nerhagen m fl (2005) presenteras en granskning av beräkningarna i svenska ExternE. Granskningen var ett uppdrag av SIKa och Vägverket. I Tabell 24 sammanfattas de rekommenderade korrigeringarna.

Tabell 24 VTI:s korrigeringar i förhållande till värden framtagna inom svenska ExternE

Angående	Föreslagen justering
Allmänt:	Finare detaljeringsgrad eller befolkningsviktade halter av emissioner vid beräkning av exponering för luftföroreningar.
Lokala effekter:	
Avgaspartiklar (PM _{2,5})	Effekter på dödlighet bör följa WHO's rekommendation, d.v.s. 6 procent ökning av mortalitet för 10 µg/m ³ högre bakgrundshalt av PM _{2,5} . Ett högre ER-samband bör användas vid känslighetsanalyser. Värdering av mortalitet (VOLL ⁸⁷) bör baseras på ASEKs värde för dödlighet (VSL) vid trafikolyckor. Ingen sammanhangsfaktor vid värdering av VOLL.
Slitagepartiklar (PM ₁₀ -PM _{2,5})	Bör ingå. ER-sambanden skiljer sig troligtvis från PM _{2,5} . Sjukdomseffekter förslås skattas till ca 60 procent av sjukdomseffekterna av partiklarna PM _{2,5} . Effekt på dödlighet mindre än för partiklarna PM _{2,5} bör inkludera endast "en något förkortad livslängd bland äldre". Ingen sammanhangsfaktor vid värdering av VOLL.
Kolmonoxid (CO)	Bör ingå. Använd kostnad från svenska ExternE.
Kväveoxider (NO _x)	Bör ej ingå, p.g.a. risk för dubbelräkning.
Svaveldioxid (SO ₂)	Bör ej ingå, p.g.a. risk för dubbelräkning.
Bensen	Bör ingå. Använd kostnad från svenska ExternE.
1,3-Butadien	Bör ingå. Använd korrigerad kostnad från svenska ExternE, där effekterna skalats ner med en faktor 100.
Bens(a)pyren BaP	Bör ingå. Använd kostnad från svenska ExternE.
Dieselpartiklar	Bör ej ingå, p.g.a. risk för dubbelräkning.
Regionala effekter:	Skattning av skadekostnad, enligt effektkedjemetoden, osäker p.g.a. komplicerat värderingsproblem (svårt skatta ER-samband). Standard-Price-metoden är ett möjligt alternativ, men modeller ej helt färdigutvecklade. Därför är åtgärdskostnader (den typ av skattningar som nu används inom ASEK) fortfarande det rimligaste alternativet.

Källa: SIKa (2007) hänvisar till Nerhagen m.fl. (2005)

Sjöfartsstudie-värden

Enligt SIKa (2005c) är värdena presenterade nedan baserade på antaganden gjorda i Sjöfartsstudien. Liksom för värden framtagna inom ramen för ExternE, föreslår SIKa att värderingar från Sjöfartsstudien bör justeras med avseende på ER-sambanden för den långsiktiga effekten på dödlighet av partiklar samt val av sammanhangsfaktor

⁸⁷ I SIKa (2007) har VOLL definierats som Value Of Lost Life Year. I Nerhagen m.fl. (2005), d.v.s. underlaget till informationen i Tabell 24, används emellertid det mer vedertagna begreppet VOLY (Value of Life Years Lost). Trots olika benämningar är vår tolkning att det är VOLY som avses. För mer om VOLY, se sid. 62.

(SIKA, 2005c).⁸⁸ Värdena presenterade nedan har justerats för att ta hänsyn till en undervärderad exponering (SIKA, 2005c).

Värderingarna av ”lokala effekter” som presenteras i Tabell 25 är de SIKA (2005e) rekommenderar som underlag av sjöfartens lokala externa effekter. Vilka effekter som faktiskt ingår framgår inte av SIKA (2005c). Sjöfartsstudien var ett uppdrag av SIKA och Sjöfartsverket som utfördes av den finländska konsultbyrån Elektrowatt-Ekono, Jaako Pöyry Group. Vi har utan framgång försökt få tag i underlaget via SIKA, Sjöfartsverket och konsultbolaget.

Tabell 25 Summering av värderingar för farleder och hamnar, SEK, 2000 års prisnivå

	Lokala effekter	Regionala effekter	Totalt
Farled (SEK/km)			
Helsingborg	3,83	116,29	120,12
Göteborg	8,09	113,74	121,83
Stockholm	4,36	98,76	103,12
Hamn (SEK/kajplats, 24 tim)			
Helsingborg	370	14 797	15 167
Göteborg	991	14 797	15 788
Stockholm	1 279	14 797	16 076

Källa: SIKA (2005c)

Värderingar av lokala effekter i Tabell 26 motsvarar nivån i Uppsala (SIKA, 2005c).

Tabell 26 Utsläppsvärden för fartyg i hamn, kr/kg⁸⁹

	Regionalt	Lokalt
NO _x	14	0
CO	0,05	0
VOC	2,1	0,04
PM	25,3	26,6
SO ₂	7,4	0,07

Källa: SIKA (2005c) hänvisar till Hämeikoski m.fl. (2002)

⁸⁸ En kortare genomgång av sammanhangsfaktorn finns i avsnittet ”Värderade hälsoeffekter – vari består skillnaderna mellan olika projekt och studier” i föreliggande rapport.

⁸⁹ Vilket års prisnivå värdena i Tabell 26 baseras på framgår inte av källan. Samma sak gäller för värdena i Tabell 27.

Tabell 27 Beräknade värderingar vid gång i farled, SEK/kg, samt värden enligt ASEK och BeTa-studien

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

Källa: SIKa (2005c) hänvisar till Hämeikoski m.fl. (2002), SIKa (2002a), och Holland & Watkiss (2002)

Luftfartsstudie-värden

Enligt SIKa (2005c) är värdena presenterade nedan baserade på antaganden gjorda i Luftfartsstudien. Liksom för värdena framtagna inom ramen för ExternE och Sjöfartsstudien, föreslår SIKa att värderingar från Luftfartsstudien bör justeras med avseende på ER-sambanden för den långsiktiga effekten på dödlighet av partiklar samt val av sammanhangsfaktor (SIKA, 2005c).⁹⁰ Värdena presenterade nedan har justerats för att ta hänsyn till en undervärderad exponering (SIKA, 2005c).

Värderingarna som presenteras i Tabell 28 är de SIKa (2005e) rekommenderar som underlag för luftfartens lokala externa effekter. Vilka effekter som faktiskt ingår framgår inte av SIKa (2005c).

Tabell 28 Kostnader för en LTO-cykel, SEK/LTO-cykel

	CO	HC	NO _x	SO ₂	PM _{2,5}	Totalt
Lokalt	1,0	--	--	1	59	61
Regionalt	--	1,4	181	8	8	199
Totalt	1,0	1,4	181	9	67	260

Källa: SIKa (2005c) hänvisar till BeTa-studiens resultat, se Tabell 10 och Tabell 11.

EUROPABASERADE⁹¹ VÄRDEN

I följande avsnitt behandlas ansatser och antaganden för att kvantifiera och värdera trafikrelaterade luftföroreningar i Sverige inom ramen för HEATCO.

Kvantifiering av effekter från luftföroreningar inom HEATCO

I Tabell 29 presenteras de ER-samband⁹² som använts för att kvantifiera effekter på människors hälsa i HEATCO (Bickel & Droste-Franke, 2006).⁹³ ”Akut” och ”kro-

nisk” dödlighet avser tiden en viss exponering ägt rum, där akut avser dödsfall som orsakats av exponering under en kortare period (dagar) och kronisk avser dödsfall som orsakats av en längre tids exponering (månader, år).

Tabell 29 ER-samband avseende hälsoeffekter använda i HEATCO

Hälsoeffekt	Förorening	ER-faktor	Riskgrupp
Akut dödlighet – Förlorade levnadsår p g a akut exponering	O ₃	0.03% *	Alla
Kronisk dödlighet - Förlorade levnadsår (YOLL) ⁹⁴ p g a kronisk exponering	PM ₁₀	4.00E-04	Alla
Nya fall av kronisk bronkit	PM ₁₀	2.65E-05	Ålder >27 år
Sjukhuskostnader för respiratorisk (andnings) vård	O ₃	1.25E-05	Ålder >65 år
	PM ₁₀	7.03E-06	Alla
Sjukhuskostnader för akuta hjärtincidenter	PM ₁₀	4.34E-06	Alla
Dagar med besvär	PM ₁₀	5.41E-02	Ålder 15-64 år
Dagar med lindriga besvär	O ₃	1.15E-02	Ålder 18-64 år
Dagar med hosta	O ₃	9.30E-02	Ålder 5-14 år
Dagar med symtom (nedre luftvägarna inkl. hosta)	PM ₁₀	1.30E-01	Ålder > 18 år med kroniska andnings-symtom
Dagar med symtom (Nedre luftvägarna exkl. hosta)	O ₃	1.60E-02	Ålder 5-14 år
(Ytterligare) Dagar med symtom i nedre luftvägarna, inkl. hosta, för barn	PM ₁₀	1.86E-01	Ålder 5-14 år
Dagar med inhalatoranvändning	O ₃	7.30E-02	Ålder > 20 år med astma
	PM ₁₀	9.12E-02	Ålder > 20 år med astma
	PM ₁₀	1.80E-02	Ålder 5-14 år med astma

* Varför just detta samband uttrycks annorlunda än de övriga framgår inte av underlagsrapporten.

Källa: Bickel & Droste-Franke (2006), egen översättning

Riskgrupperna i Tabell 29 baseras på befolkningen inom den europeiska unionen enligt den fördelning som presenteras i Tabell 30.

⁹⁰ En kortare genomgång av sammanhangsfaktorn finns i avsnittet ”Värderade hälsoeffekter – vari består skillnaderna mellan olika projekt och studier” i föreliggande rapport.

⁹¹ Med ”Europabaserade” menas att värderingarna är hämtade från ett Europeiskt projekt.

⁹² Bickel & Droste-Franke (2006) använder begreppet Koncentration – Responssamband (KR-samband) istället för som i föreliggande rapport begreppet ER-samband.

⁹³ Bickel & Droste-Franke (2006) hänvisar till Bickel & Friedrich (2005) för källor till de studier från vilka ER-funktionerna hämtats.

⁹⁴ Förlorade levnadsår, d.v.s. Years of Life Lost (YOLL) har använts som ett kvantifierat mått på förändringar i dödlighet från förändringar i föroreningsnivån. Utgångspunkten för att beräkna antalet förlorade levnadsår i HEATCO har varit en studie av Pope m fl (1995).

Tabell 30 Riskgrupper som andel av EU-befolkningen

Riskgrupp	Procentuell andel av EU-befolkningen
Ålder 5 – 14 år	11
Ålder 15 – 64 år	67
Ålder 18 – 64 år	64
Ålder > 27	70
Ålder > 65	14
Ålder > 18 med kroniska andningssymtom	25
Ålder 5 – 14 med astma	2
Ålder > 20 med astma	4

Källa: Bickel & Droste-Franke (2006)

Värdering av effekter från luftföroreningar i HEATCO⁹⁵

I den här rapporten har konstaterats att värdering av hälsoeffekter inkluderar tre typer av välfärdskomponenter: *resurskostnader*, *alternativkostnader*, och *onytta* (se sid. 34). De välfärdsförändringar som relaterar till resurskostnader och alternativkostnader kan approximeras med hjälp av marknadspriser och utgör så kallade ”Cost-Of-Illness” (COI). Onyttan däremot, d.v.s. individens välfärdsförändring av ytterligare ohälsa, värderas med hjälp av olika ekonomiska värderingsmetoder. Inom HEATCO förespråkas direkta värderingsmetoder, så kallade Stated Preference (Bickel m.fl., 2006).

I Tabell 31 presenteras de värden som HEATCO rekommenderar EU:s medlemsländer att använda om inte nationsspecifika så kallade ”state-of-the-art”-värden finns tillgängliga när man ska värdera hälsoeffekter (se Bickel m.fl. (2006)).⁹⁶ Värdena baseras på Bickel & Friedrich (2005) men är omräknade till € i 2002 års priser (Bickel & Droste-Franke, 2006).⁹⁷

⁹⁵ Om inget annat anges är informationen i avsnittet hämtad från SIKA (2007).

⁹⁶ Begreppet ”state of the art” avser det senaste inom exempelvis ett specifikt kunskapsområde vid en viss tidpunkt.

⁹⁷ Detaljerade beskrivningar av hur omräkningen till €₂₀₀₂ finns i Hunt (2006).

Tabell 31 Monetära värden (genomsnitt i Europa) som har använts för ekonomisk värdering i HEATCO, €, 2002 års priser

Effekter	€₂₀₀₂ per enhet
Effekter på människors hälsa uttryckta i respektive enhet	
Akut mortalitet - Akut dödlighet - Förlorade levnadsår p g a akut exponering	60 500
Kronisk mortalitet - Kronisk sjuklighet - Förlorade levnadsår (YOLL) p g a kronisk exponering	40 300
Nya fall av kronisk bronkit	153 000
Sjukhuskostnader (respiratorisk (andnings) vård och akuta hjärtincidenter)	1 900
Dagar med besvär	76
Dagar med lindriga besvär (dagar med hosta, dagar med symtom i nedre luftvägarna inkl. hosta), dagar med symtom (nedre luftvägarna exkl. hosta), ytterligare dagar med symtom i nedre luftvägarna, inkl. hosta, för barn	31
Dagar med inhalatoranvändning	1.0
Grödor, produktionsbortfall i deciton	
Korn - produktionsbortfall	6.3
Havre - produktionsbortfall	6.6
Potatis - produktionsbortfall	9.6
Ris - produktionsbortfall	254.9
Råg - produktionsbortfall	18.3
Socketbetor - produktionsbortfall	6.6
Solrosfrön - produktionsbortfall	25.8
Tobak - produktionsbortfall	3414
Vete - produktionsbortfall	11.3
Gödningsmedel	53
Kalk	1.8
Material (underhållen areal i m²)	
Galvaniserad stål	14-45 (Landspecifik)
Kalksten	299
Murbruk	33
Natursten	299
Färg	13
Rendering	33
Sandsten	299
Zink	27

Källa: Bickel & Droste-Franke (2006), egen översättning

Baserat på de värden som presenteras i Tabell 31 har man i HEATCO (liksom i UNITE och ExternE) värderat lokala och transnationella effekter baserat på europeiska genomsnittsvärden för olika effekter av utsläpp. Nedanstående stycke baseras på vår tolkning av Bickel och Droste-Franke (2006) där beskrivningen är vag. Vi reserverar oss därför för eventuella felaktigheter och rekommenderar läsaren att också ta del av den ursprungliga källan.

Med *lokala* effekter menas här effekter som ett lands utsläpp har inom den egna nationsgränsen medan *transnationella* effekter åsyftar de effekter som ett lands utsläpp får i andra länder. De lokala effekternas värde beräknas enligt följande uttryck (Bickel & Droste-Franke, 2006):⁹⁸

$$\text{lokalt värde}^{ij} = \left(\frac{\text{Europeiskt genomsnittsvärde}^j}{BNP_{cap}} \right)_{EU25} * BNP_{cap}^i$$

där *lokalt värde*^{ij} är värdet på en enhet av den *j*:te effekten i det *i*:te landet, exempelvis värdet på ett förlorat levnadsår i Sverige. Det europeiska genomsnittsvärdet på en enhet av den *j*:te effekten och genomsnittsvärdet för bruttonationalprodukten per capita, BNP_{cap} , gäller för Europeiska unionens 25 medlemsländer (EU25), exempelvis är det europeiska genomsnittsvärdet för ett förlorat levnadsår € 60 500. Slutligen avser BNP_{cap}^i BNP per capita i det *i*:te landet, för vilket man vill värdera utsläppens lokala effekter. För att värdera en enhet transnationella effekter utgår man direkt ifrån de värden som presenteras i Tabell 31 utan att någon omräkning görs. Med andra ord kan de värden som presenteras tolkas som värderingar av en enhet transnationella effekter som även utgör utgångspunkt för uträkning av lokala effekter.

EUROPABASERADE⁹⁹ VÄRDEN I SAMMANDRAG

HEATCO:s så kallade ”cost factors” åsyftar den marginalkostnad som en marginell ökning av utsläppen orsakar. Utsläppsförändringen framställs alltså som en ökning. Här väljer vi emellertid att betrakta förändringen som en minskning vilket innebär att värdena som presenteras i tabellerna är att betrakta som den marginalintäkt som en marginell minskning i utsläpp av föroreningar leder till.

I Tabell 32 presenteras de kostnadsfaktorer, i € per ton utsläpp från väg- och andra markbaserade transporter, som HEATCO rekommenderar för Sverige. Värderingarna inkluderar inte bara förlorade levnadsår (YOLL), utan också andra hälsoeffekter samt effekter på grödor inom jordbruket och materiella skador (Bickel m.fl., 2006).¹⁰⁰ Vår

⁹⁸ Det råder en viss osäkerhet om hur man ska tolka uttrycket ”Local value = European Value/GDP per capita in EU25 * GDP per capita in studied country” (sid. 15 i Bickel & Droste-Franke, 2006).

⁹⁹ Med ”Europabaserade” menas att värderingarna är hämtade från Europeiska projekt.

¹⁰⁰ I Bickel m.fl. (2006) finns även PPP-justerade värden om jämförelser mellan länder med olika köpkraft ska göras.

tolkning av Tabell 32 är att exempelvis utsläpp av ett ton NO_x orsakar effekter på hälsa och miljö (skador på grödor) via ozon och nitrat till en kostnad av € 1 300.

Tabell 32 Värdering av vägtrafikens luftföroreningar¹⁰¹, € per ton utsläpp, 2002 års prisnivå (faktorpriser)

Utsläpp	NO _x	NMVOC	SO ₂	PM _{2,5}	
				Tätort	Landsbygd
Förorening i effekt	O ₃ , Nitrat, Grö- dor	O ₃	Sulfater, Försurning, Grödor	Primära PM _{2,5}	
Sverige	1 300	300	1 000	440 000	40 000

Källa: Bickel m.fl. (2006), egen bearbetning¹⁰²

Tabell 33 visar effekter på hälsan uttryckta i förlorade levnadsår per 1000 ton utsläpp av NO_x, NMVOC, SO₂ respektive PM₂ (Bickel m.fl., 2006).

Tabell 33 Värdering/kvantifiering av vägtrafikens utsläpp¹⁰³, förlorad förväntad livslängd uttryckt som förväntade förlorade levnadsår/1000 ton utsläpp

Utsläpp	NO _x	NMVOC	SO ₂	PM _{2,5}	
				Tätort	Landsbygd
Förorening i effekt	O ₃ , Nitrat	O ₃	Sulfater	Primära PM _{2,5}	
Sverige	15	0,4	15	5 200	530

Källa: Bickel m.fl. (2006), egen bearbetning¹⁰⁴

I underlaget till HEATCO rekommenderas att värderingarna justeras över tid.¹⁰⁵

SIKA:s jämförelser av HEATCO, ExternE och ASEK

I Tabell 34 presenteras en jämförelse mellan svenska ExternE, HEATCO och ASEK (SIKA, 2007). Jämförelsen implicerar att HEATCO:s värdering av effekter för diesel-drivna fordon (tung lastbil, buss, personbil) i tätort är betydligt högre än värderingar gjorda inom såväl svenska ExternE som ASEK. SIKA (2007) förklarar skillnaderna med att HEATCO utgår från andra ER-samband för tätorter alternativt andra ER-samband för dieselavgaser, varför man anser att det måste utredas vilka av dessa skattningar, ExternE:s eller HEATCO:s, som är att rekommendera.

¹⁰¹ Värderingarna inkluderar hälsa, minskade grödor, och materialförstöring.

¹⁰² I originaltabellen redovisas värden för samtliga länder för vilka värden tagits fram, se Bickel m.fl. (2006).

¹⁰³ Värderingarna inkluderar hälsa, minskade grödor, och materialförstöring.

¹⁰⁴ I originaltabellen redovisas värden för samtliga länder för vilka värden tagits fram.

¹⁰⁵ För en beskrivning av hur detta kan göras, se Bickel m.fl. (2006), sid. 102-103.

Tabell 34 Jämförelse av värderingar av luftföroreningar inom Svenska ExternE, HEATCO och ASEK, SEK/fordonskilometer, 2001 års prisnivå

	Svenska ExternE			HEATCO		ASEK
	A*	B	C=A+B	D	E=B+D	F
	Lokala + regionala effekter; hälsa, skörd, material	Regionala effekter; ekosystem	Summa värde	Effekter på hälsa, skörd, material	Summa värde HEATCO + regionala effekter på ekosystem**	ASEK-värden
Personbil, bensin						
Landsbygd	0,03	0,05	0,08	0,02	0,07	0,27
Tätort	0,05	0,06	0,11	0,10	0,16	0,41
Personbil, diesel						
Landsbygd	0,03	0,02	0,05	0,03	0,05	0,23
Tätort	0,10	0,04	0,14	0,71	0,75	0,32
Buss						
Landsbygd	0,17	0,14	0,31	0,14	0,28	--
Tätort	0,46	0,29	0,75	1,95	2,24	--
Tung lastbil						
Landsbygd	0,27	0,33	0,60	0,22	0,55	0,83-1,64
Tätort	0,47	0,53	1,00	2,17	2,70	0,77-1,89
MC/Moped						
Landsbygd	0,05	0,00	0,05	0,05	0,05	--
Tätort	0,08	0,00	0,08	0,48	0,48	--

* Kolumnbeteckningarna är tillsatta för att visa hur kolumnerna hänger ihop, d.v.s. att kolumn C är summan av kolumn A och B samt att kolumn E är summan av B+D.

** Värderade effekter på ekosystem är baserat på svenska ExternE.

Källa: SIKA (2007), egen bearbetning

9. Samhällsekonomiskt underlag för bullerrelaterade hälsoproblem

Liksom för luftföroreningar är huvuddelen av det samhällsekonomiska underlaget för såväl Sverige som Europa baserat på bullerrelaterade hälsoproblem kopplade till utsläpp från trafiksektorn. Följande avsnitt syftar till att ge en överblick över de värden som kan användas för att analysera samhällsekonomiska konsekvenser av bullerreducerande åtgärder. För att underlätta förståelsen av dessa värden har vi, där så varit möjligt, försökt konkretisera vad de mäter och hur man gått tillväga för att kvantifiera och monetärt värdera i olika projekt.

KVANTIFIERADE OCH VÄRDERADE HÄLSOEFFEKTER FRÅN BULLERFÖRORENINGAR – HUR MAN HAR GÅTT TILLVÄGA I OLIKA PROJEKT

Kvantifiering av effekter från buller

ASEK

Eftersom ASEK-värden för buller baseras på en hedonisk prisstudie går det inte att utläsa de specifika sambanden mellan exponering och olika bullerrelaterade hälsoeffekter. En hedonisk prismetod fångar med andra ord endast värdet (via förändringar i fastighetspriser) på de totala effekterna för en förändring i akustiska bulleregenskaper. Akustiska bulleregenskaper skiljer sig från så kallade upplevelsemässiga bulleregenskaper (Berglund m.fl., 2004). Medan den förra baseras på fysikaliskt mätbara förändringar, baseras den senare på skalor som mäter individers förändrade upplevelser av buller.

Svenska ExternE

I svenska ExternE (liksom i det europeiska ExternE-projektet) presenterar Bickel m.fl. (2002) kategoriserade (se Tabell 35) och, i viss utsträckning, kvantifierade effekter på hälsa (se Tabell 36) orsakade av bullerexponering. Till skillnad från ASEK-värden kan olika hälsoeffekter i svenska ExternE-värden särskiljas. Det ger även en möjlighet att urskilja förändringar i hur olika bulleregenskaper upplevs och hur de värderas.

I underlaget till svenska ExternE (Bickel m.fl., 2002) framgår inte definitionerna av begreppen *relativ*- respektive *absolut risk* som används i Tabell 35. Generellt sett kan den relativa risken (RR) definieras som kvoten mellan risken att utveckla ett sämre hälsotillstånd bland en grupp människor som exponeras för en riskfaktor, och risken att utveckla ett sämre hälsotillstånd bland en grupp människor som inte exponeras för denna riskfaktor (Patient UK, 2005). Den relativa risken kan exempelvis uttryckas som kvoten mellan sannolikheten att få högt blodtryck om man exponeras för buller och sannolikheten att få högt blodtryck bland individer som inte exponeras för buller. RR säger alltså något om risken att en exponerad grupp av individer utvecklar ett sämre hälsotillstånd i förhållande till en grupp av individer som inte exponeras, en så kallad kontrollgrupp. Med absolut risk (AR) menas sannolikheten (i detta fall risken) att de individer som exponeras för buller utvecklar ett sämre hälsotillstånd (Patient UK,

2005). Då det gäller absolut risk görs med andra ord ingen jämförelse till kontrollgrupp.

Tabell 35 Kategorisering av effekter¹⁰⁶

Kategori	Mått	Effekt
Stressrelaterade hälsoeffekter	RR	Högt blodtryck, kärlkramp och hjärtinfarkt
Psykosociala effekter	AR	Störning
Sömnstörningar	AR	Uppvaknanden och subjektiv sömnkvalitet

RR = relativ risk; AR = absolut risk

Källa: Bickel m.fl. (2002) hänvisar till De Kluizenaar m.fl. (2001), egen översättning

I Tabell 36 presenteras åtta ER-samband för kvantifiering av stressrelaterade, d.v.s. hjärt- och kärlrelaterade hälsoeffekter av bullerexponering från vägtrafik, tåg och flyg.

I underlagsrapporterna till såväl ExternE (se Bickel & Friedrich, 2005) som svenska ExternE (se Bickel m.fl., 2002) finns det ER-samband för psykosociala effekter (störningseffekter), uttryckta som andelen av befolkningen som är lite besvärad, besvärad eller mycket besvärad. Dessa ER-samband verkar emellertid inte ha använts vare sig inom ExternE eller svenska ExternE. Orsaken är enligt både Bickel m.fl. (2002) och Bickel & Friedrich (2005) att de monetära värden som behövs i effektkedjeansatsens Steg 5 (värderingssteget) för den här typen av effekter saknats.

För att kvantifiera sömnstörningseffekterna har man beräknat andelen av den bullerexponerade populationen vars sömn förväntas vara mycket störd. Beräkningarna är baserade på enkätundersökningar där de exponerade ombetts uppge sin ”besvärsgrad”, vilken sedan kopplats till genomsnittlig ljudnivå nattetid i den mest bullerexponerade bostadsdelen (Bickel & Friedrich, 2005). Som framgår av Tabell 36 har olika ER-samband använts för att kvantifiera bullerrelaterade effekter från väg- järnväg- respektive flygtrafik. På så sätt beaktas att olika källors bullerutsläpp kan upplevas olika.

Enligt Bickel & Friedrich (2005) är samtliga samband presenterade i Tabell 36 lämpliga för ekonomisk värdering. Som framgår av tabellen används, förutom för sömnstörning, bullermåttet *Level Day-Evening-Night* (L_{DEN}) som kan förstås som ett sammanvägt mått på bullernivån för olika dygnsspecifika tidsperioder så som: bullernivå dagtid 07-19 (L_{DAY}); kvällstid 19-23 ($L_{EVENING}$) och nattetid 23-07 (L_{NIGHT}). Måtten baseras på

¹⁰⁶ Den vetenskapliga utgångspunkten beträffande hälsoeffekter från bullerexponering är en sammanfattande state-of-the-art studie av De Kluizenaar m.fl. (2002). Studien fokuserar på bullerexponering i livsmiljön och rekommenderar samband för relativa och absoluta hälsorisker (Bickel & Friedrich, 2005).

den så kallade A-vägda ¹⁰⁷ ekvivalenta kontinuerliga ljudtrycksnivån (L_{Aeq}) och är fastställda över ett års samtliga dag-kväll-natt-perioder (SIKA, 2003).¹⁰⁸ Någon förklaring till varför olika bullermått tycks tillämpas för stressrelaterade hälsoeffekter respektive sömnstörningseffekter ges inte av underlagsrapporten till svenska ExternE.

För att underlätta tolkningen av sambanden i den högra kolumnen i Tabell 36 använder vi ett räkneexempel (Ögren, 2007). För att exempelvis beräkna antalet förväntade hjärtinfarkter (sjukdomsfall) (rad fyra i Tabell 36) av en bullernivå motsvarande $L_{DEN} = 70$ dB(A) görs följande beräkning: $(0,028 \cdot 70) - 1,75 = 0,21$ ytterligare hjärtinfarkter bland 1000 individer. Alltså, om 5000 individer exponeras för 70 dB(A) drabbas ungefär ytterligare en individ av hjärtinfarkt på grund av exponeringen.

Tabell 36 ER-samband för stressrelaterade effekter och sömnstörningar på grund av bullerutsläpp

Ändpunkt	Förväntad effekt ^{a)} (per 1000 exponerade vuxna)
Hjärtinfarkt, dödlig, förlorade levnadssår (YOLL)	0.084 $L_{DEN} - 5.25$
Hjärtinfarkt, icke dödlig, sjukhusvistelse (dagar)	0.504 $L_{DEN} - 31.5$
Hjärtinfarkt, icke dödlig, arbetsfrånvaro (dagar)	0.896 $L_{DEN} - 56$
Hjärtinfarkt, förväntade sjukdomsfall	0.028 $L_{DEN} - 1.75$
Kärlkramp, sjukhusvistelse (dagar)	0.168 $L_{DEN} - 10.5$
Kärlkramp, arbetsfrånvaro (dagar)	0.684 $L_{DEN} - 42.75$
Kärlkramp, förväntade antal sjukdagar	0.240 $L_{DEN} - 15$
Högt blodtryck, sjukhusvistelse (dagar)	0.063 $L_{DEN} - 4.5$
Sömnstörningar, vägtrafik	0.62 ($L_{Aeq,23-07h} - 43.2$) ^{b)}
Sömnstörningar, järnvägstrafik	0.32 ($L_{Aeq,23-07h} - 40.0$) ^{c)}
Sömnstörningar, flygtrafik	0.48 ($L_{Aeq,23-07h} - 32.6$) ^{d)}
^{a)} Tröskelvärdet är 70 dB(A) L_{DEN} med undantag för ^{b)} 43.2 dB(A), ^{c)} 40 dB(A) och ^{d)} 32.6 dB(A); Övriga antaganden: Hjärtinfarkt, 7 förlorade levnadsår per dödlig hjärtattack i genomsnitt; basrisk för hjärtinfarkt: 0.005; sannolikhet för överlevnad av hjärtinfarkt: 0.7; basrisk för kärlkramp: 0.0015; $L_{Aeq,23-07h}$ bedömt utanför den mest exponerade fasaden.	

Källa: Bickel m.fl. (2006) hänvisar till De Kluizenaar m.fl. (2001), egen översättning

Sammanfattningvis har de ER-samband som presenteras i Tabell 36 använts för att kvantifiera stressrelaterade effekter och sömnstörningar inom svenska ExternE. Vilka samband som används för kvantifiering i SIKA:s ASEK-projekt samt psykosociala effekter i svenska ExternE vet vi, som tidigare nämnts, däremot inte.

Värdering av effekter från buller

För att monetärt värdera förändringar i bullernivåer måste man, precis som i fallet med förändringar i utsläppen av luftföroreningar, veta värdet på en enhet hälsa. Vär-

¹⁰⁷ A-vägningen innebär att de frekvensområden som uppfattas bäst av det mänskliga örat ges större vikt.

¹⁰⁸ För beräkningsformel avseende L_{DEN} , se SIKA (2003), Bilaga 3.

deringen kan göras både utifrån direkta och indirekta värderingsmetoder.¹⁰⁹ Merparten av genomförda bullervärderingstudier har emellertid utgått ifrån indirekta värderingsmetoder så som hedoniska prismetoden¹¹⁰ (Andersson & Ögren, 2006).

Monetär värdering av bullereffekter på människors hälsa i SIKAs ASEK-projekt samt monetär värdering av psyksociala effekter i svenska ExternE-projektet, har baserats på hedoniska prismetoden. Då den senare har utgått från ett så kallat Noise Sensitivity Depreciation Index (NSDI), börjar vi med att beskriva vad det är för något.

NSDI används för att kunna jämföra bullervärderingar från olika hedoniska prisstudier och speglar den procentuella fastighetsprisförändringen av en enhets ökning i bullerexponering. Av Bateman m.fl. (2001) framgår att för två fastigheter som endast skiljer sig åt beträffande exponering för buller kan den *absoluta fastighetsvärdesminskningen*, D , per bullerenhet formellt uttryckas som:

$$D = \frac{\text{Bullerrelaterad reduktion i fastighetspriset}}{\text{Skillnad i bullerexponering}}$$

NSDI kan sedan formellt uttryckas som

$$NSDI = \frac{D}{\text{Fastighetspris}} * 100 = \frac{\text{Total procentuell reduktion i fastighetspriset}}{\text{Skillnad i bullerexponering}}$$

I Bateman m.fl. (2001) redovisas NSDI-värden från olika hedoniska prisstudier som visar att NSDI varierar mellan 0,08 procent och 2,22 procent med ett medelvärde på ca 0,55 procent. Medelvärdet uttrycker alltså att en ökning av bullernivån med en dB(A) leder till en reduktion av fastighetspriset med 0,55 procent.

SIKAs ASEK-värden

SIKAs nu gällande värderingar av vägtrafikens externa effekter från buller redovisas i Tabell 37 (se sid. 87) och utgår från uppdaterade värden av den bullervärdering som gjordes inom ramen för ASEK2 i slutet av 1990-talet (SIKA, 2007 hänvisar till SIKA, 2004). Bullervärderingen baseras på Wilhelmsson (1997), en hedonisk prisstudie där bullerstörning i ett bostadsområde (Norra Ängby) i Stockholm värderades indirekt utifrån variationer i fastighetspriser mellan miljöer med olika bullernivåer från vägtrafik. Till skillnad från Wilhelmsson (1997) som utgår från att den marginella enhetsökningen i bullernivå alltid leder till lika stora marginella reduktioner i fastighetspriset oavsett bullernivå, är ASEK-värderingen baserad på antagandet om att den marginella värderingen ökar successivt med ökad bullernivå (SIKA, 1999). Med andra ord vilar

¹⁰⁹ För en överblick över de värderingstudier som genomförts i Sverige, se Tabell 48 i Appendix C, sid109. 109 i den här rapporten.

¹¹⁰ För mer om hedoniska prismetoden, se sid. 36 i den här rapporten.

ASEK-värderingen på antagandet om att störningsgraden ökar med tilltagande takt ju högre bullernivån är, mätt utifrån marginella effekter på fastighetspriset. Värderingen baseras på ekvivalentnivåer, d.v.s. genomsnittlig ljudnivå för en viss tidsperiod (vanligtvis ett dygn), där den tidsperiodsekvivalenta ljudnivån ökar med antalet fordonspassager per tidsperiod. För att beakta skillnader i den genomsnittliga ljudnivån mellan inomhus och utomhusbuller används vikterna 60 respektive 40 procent samt en schabloniserad fasaddämpning om 25 dB(A).

Vidare värderas bullerexponering i arbets- och fritidsmiljöer lika som bullerexponering i boendemiljöer, detta trots att störningsgraden troligen skiljer mellan hem och arbetsplats.

Även om Wilhelmsson (1997) endast beaktade variationer i fastighetspriser mellan miljöer med olika bullernivåer från vägtrafik, utgör studien även underlag för värdering av buller från järnväg. Utgångspunkten för värderingen är empiriskt framtaget och baseras på antagandet om ett progressivt samband mellan exponering och störningsgrad (SIKA, 1999).¹¹¹ Dessutom, för att kompensera för att människor upplever buller från järnväg mindre störande än vägtrafikbuller subtraheras 5 dB(A) från uppmätta nivåer. Till skillnad från värderingen av vägtrafikbuller, som baseras på ekvivalentnivåer, baseras värdering av järnvägsbuller på antalet ljudtoppar och maximumnivåer. Maximumnivå kan förstås som den högsta ljudtopp som registreras under en viss tidsperiod oberoende av antalet passager. För att inkludera både inomhus- som utomhusbuller tillämpas vikterna 90 procent samt 10 procent samt en schablonmässig fasaddämpning på 30 dB(A).

För att värdera effekterna av buller från järnväg kan enligt SIKA (2002a) följande uttryck användas:

$$BV = 4.2 * (70 + t)^{1.1} * (\exp(0.18 * (N - 45)^{0.88}) - 1)$$

där t är lika med antalet tåg per dygn och N är lika med maximalnivån inomhus uttryckt i dB(A).

När det gäller SIKAs rekommendationer för värdering av buller från luft- och sjöfart gäller exakt samma värderingar som för tågtrafik. Motiveringen för att använda samma underlag tycks vara uppfattningen att dessa fordonslag kännetecknas av relativt få men höga ljudtoppar, samt att det saknas värderingar av hur buller från luft- och sjöfart upplevs. SIKA (2002a) betonar emellertid behovet av att differentiera bullervärderingar mellan olika trafikslag och mellan olika miljöer inom samma trafikslag.

Trots önskemål om justeringar av värderingarna inför ASEK3 (SIKA, 2002a), ansågs underlaget för eventuella ändringar och nya värderingsrekommendationer vara för

¹¹¹ Vi tolkar ”progressivt samband” på samma sätt som när SIKA (1999) skriver att den marginella värderingen ”ökar successivt” med ökad bullernivå, d.v.s. ökningstakten är tilltagande.

knapphändigt.¹¹² Uppdateringarna mellan ASEK2 till ASEK3 kom att begränsa sig till en indexjustering från 1999 års priser till 2001 års priser (enligt konsumentprisindex), vilket innebar en uppvärdering med 3.5 procent, och en uppvärdering i enlighet med tillväxt i real BNP per capita mellan 1997 och 2001, d.v.s. en uppräknings med 12.9 procent. Totalt sett räknades de tidigare ASEK2 värderingarna upp med 16.8 procent SIKA (2002a). Att inga övriga justeringar genomfördes innebär att tidigare framförda önskemål om förbättringar kvarstår samt att tillämpningar av ASEK-värden i samhällsekonomiska analyser kan innefatta vissa brister.

För att öka förståelsen av de ASEK3-värden som presenteras i Tabell 37 (se sid. 87) ges ett exempel. Om vi antar att en individ flyttar in i ett bostadsområde där inomhusbullret uppgår till 30 dB(A) och utomhusbullret uppgår till 55 dB(A). I detta fall utsätts individen för buller som uppgår till en nivå vars kostnad värderas till 810 kronor per år. Antag att en vägtrafikomläggning nu eventuellt ska genomföras vilket medför att personen kommer att utsättas för 56 dB(A) ute på tomten och 31 dB(A) inne i huset, d.v.s. en bullerökning med 1 dB(A). Personens årskostnad för buller kommer då att öka från 810 kronor till 980 kronor, d.v.s. en kostnadsökning som uppgår till 170 kronor per år. Detta är en på årsbasis individrelaterad marginalkostnad för trafikomläggningen. Av Tabell 37 framgår att bullervärderingen är tilltagande. Ju högre bullernivå en individ utsätts för, desto högre värderas individen en sänkning av bullermiljön. Annorlunda uttryckt, ju högre bullernivån är i ett initialt skede desto större positiva välfärdseffekter har en bullersänkning.

Svenska ExternE

I Tabell 38 (se sid. 88) presenteras den monetära värderingen av olika hälsoeffekter från buller som används i svenska ExternE. Exempelvis värderas hjärtinfarkt med dödlig utgång och ett kärlkrampsanfall till € 534 500 respektive € 5850. I underlaget till svenska ExternE (Bickel m.fl., 2002) uttrycks önskemål om att värderingen av en enhet hälsa ska inkludera värdekomponenterna: (i) resurskostnader i form av sjukvårdskostnader (ii) alternativkostnader i form av produktionsbortfall/arbetsfrånvaro och (iii) minskad välfärd i form av samhällsekonomiska kostnader (Bickel m.fl., 2002 hänvisar till Hunt, 2001). Med undantag för värderingen av psykosociala effekter ges dock ingen närmare beskrivning över vilka underlag/komponenter som används i värderingen.

Värderingen av en enhet bullerrelaterade psykosociala effekter d.v.s., värdet av obehaget från buller, utgår från en hedonisk prisstudie av Soguel (1994). Skattningarna i Soguel (1994) baseras på förändringar i månatliga hyreskostnader av förändringar i bullernivå (Bateman m.fl., 2001). Det samband mellan bullerstörning och betalningsvilja som estimeras i Soguel (1994), har sedan i Bateman m.fl. (2001) fastställts ha ett NSDI-värde lika med 0,91. Detta NSDI-värde speglar en betalningsvilja för att undvika bullerrelaterat obehag som uppgår till 15,7 € per dB(A), person och år (Bickel m.fl., 2002). I värderingen av psykosociala effekter i svenska ExternE används 55 dB som

¹¹² Värdena rekommenderas också i SIKA (2005d).

ett tröskelvärde, vilket innebär att nivåer på 55 dB eller högre upplevs som obehagliga/besvärande.

SVERIGEBASERADE VÄRDEN I SAMMANDRAG

ASEK-värden

Tabell 37 Rekommenderade värden för vägtrafikbuller enligt ASEK3, SEK, 2001 års prisnivå^{113, 114}

Utom- och inomhus (Fasadreduktion = 25 dB(A))		Enbart utomhus	Enbart inomhus	
Buller (dB(A)) Ekvivalentnivå Utomhus A*	Bullerkostnad Kr/utsatt och år B	Bullerkostnad Kr/utsatt och år C	Buller (dB(A)) Ekvivalentnivå Inomhus D = A - 25	Bullerkostnad Kr/utsatt och år E = B - C
50	0	0	25	0
51	150	60	26	90
52	310	120	27	190
53	470	190	28	280
54	630	260	29	370
55	810	330	30	480
56	980	400	31	580
57	1 060	470	32	690
58	1 350	540	33	810
59	1 540	620	34	920
60	1 750	700	35	1 050
61	1 960	780	36	1 180
62	2 190	880	37	1 310
63	2 430	970	38	1 460
64	2 710	1 090	39	1 620
65	3 020	1 210	40	1 810
66	3 410	1 370	41	2 040
67	3 920	1 570	42	2 350
68	4 620	1 850	43	2 770
69	5 560	2 230	44	3 330
70	6 780	2 710	45	4 070
71	8 260	3 310	46	4 950
72	9 990	4 000	47	5 990
73	11 920	4 770	48	7 150
74	13 960	5 580	49	8 380
75	16 220	6 490	50	9 730

* Kolumnbeteckningarna är tillsatta för att försöka visa hur kolumnerna hänger ihop, d.v.s. att kolumn D=A-25 och kolumn E=B-C.

Källa: SIKÄ (2002a) och SIKÄ (2005d), egen bearbetning

¹¹³ De rekommenderade värdena baseras på ekvivalentnivåer för buller, vilket tolkas som den genomsnittliga ljudnivån för buller, exempelvis under ett dygn.

¹¹⁴ SIKÄ har även beräknat specifika bullervärderingar för olika fordonstyper i olika trafikmiljöer (se SIKÄ, 2007 samt SIKÄ, 2004).

Svenska ExternE

Tabell 38 Värdering av hälsoeffekter av bullerexponering i Sverige, €, 1998 års prisnivå

Effekt	Värdering
Hjärtinfarkt (med dödlig utgång, 7 års livslängdsförkortning)	534 500
Totalt per fall	534 500
Hjärtinfarkt (utan dödlig utgång, 8 dagars sjukhusvistelse, 24 dagars arbetsfrånvaro)	
Sjukvårdskostnader	4 820
Frånvarokostnader	2 750
Betalningsvilja för undviket sjukdomsfall	15 150
Totalt per fall	22 720
Kärlkramp (allvarlig, utan dödlig utgång, 5 dagars sjukhusvistelse, 15 dagars arbetsfrånvaro)	
Sjukvårdskostnader	3 030
Frånvarokostnader	1 720
Betalningsvilja för undviket sjukdomsfall	1 100
Totalt per fall	5 850
Högt blodtryck (sjukvårdskostnader p g a behandling av högt blodtryck, 6 dagars sjukhusvistelse)	
Sjukvårdskostnader	1 870
Totalt per fall	1 870
Sömnstörningar (sjukvårdskostnader p g a sömnstörningar per drabbad person och år)	
Sjukvårdskostnader	201
Betalningsvilja för att undvika obehag (€/dB/person/år)	15.7

Källa: Bickel m.fl. (2002), egen översättning

EUROPABASERADE VÄRDEN

I det europabaserade HEATCO-projektet¹¹⁵ har hälsoeffekter relaterade till bullerexponering kvantifierats och värderats. I följande avsnitt behandlas ansatser och antaganden för att kvantifiera och värdera trafikrelaterade effekter från bullerföroreningar i Sverige inom ramen för HEATCO.

Kvantifiering av effekter från bullerföroreningar inom HEATCO¹¹⁶

I HEATCO, liksom i ExternE, är den vetenskapliga utgångspunkten beträffande bullerrelaterade effekter på hälsan baserad på De Kluizenaar m.fl. (2001). Av de effektkategorier som lyfts fram i ExternE-projektet, d.v.s. stressrelaterade hälsoeffekter, psykosociala effekter och sömnstörningar utelämnar HEATCO den senare för att

¹¹⁵ För övergripande information om HEATCO, se sid. 45.

¹¹⁶ För mer om kvantifiering och värdering av bullerrelaterade hälsoeffekter inom ramen för HEATCO, se Bickel m.fl. (2006), sid. 103-115.

undvika dubbelräkning mellan sömnstörningseffekter och besvär av buller (Bickel m.fl., 2006).¹¹⁷

I Tabell 39 presenteras de ER-samband som används för att kvantifiera stressrelaterade hälsoeffekter i HEATCO. Vi antar att antalet förväntade hjärtinfarkter (sjukdomsfall) (rad ett i Tabell 39) av en bullernivå på 70 dB beräknas enligt: $0,5 + (0,008 \cdot 70) = 1.06$. Tolkningen är då att en bullernivå på 70 dB leder till 1.06 extra fall av hjärtinfarkt. I HEATCO:s underlagsrapport står inte antalet individer som sambandet utgått från. Eftersom underlaget tycks baseras på UNITE-projektets resultat vilka även användes som underlag i svenska ExterneE (Tabell 36) torde antalet exponerade individer vara 1 000 stycken.

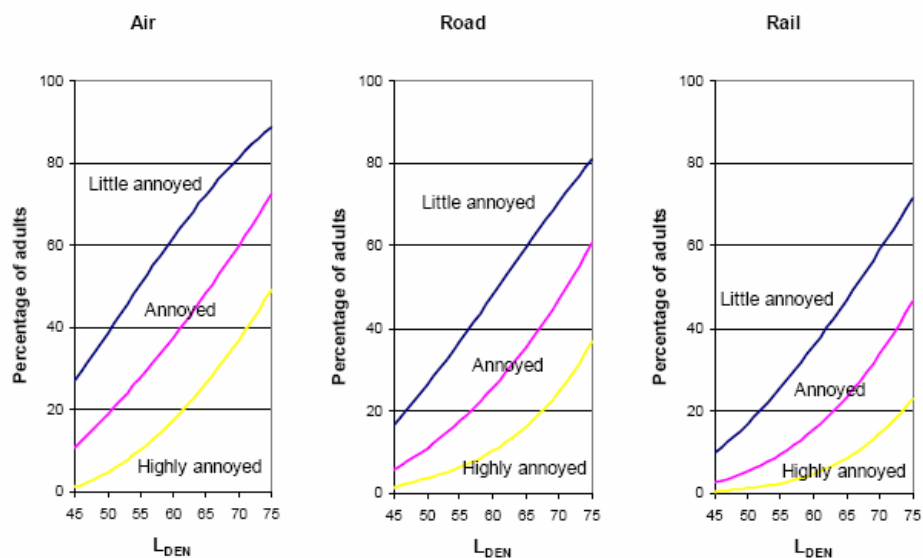
Tabell 39 ER-samband för stressrelaterade hälsoeffekter orsakade av buller: HEATCO

	ER-samband*	Basrisk (sannolikhet för överlevnad)	Specifik ändpunkt	Effekt per fall
Hjärtinfarkt (tröskelvärde 70 dB(A))	$0.5 + 0.008 \cdot L_{den}$	0.005 (0.7)	Förlorade levnadsår Sjukhusvistelse (dagar) Arbetsfrånvaro (dagar)	7 förlorade levnadsår 18 dagars sjukhusvistelse 70 dagars arbetsfrånvaro
Kärlkramp (tröskelvärde 70 dB(A))	$0.5 + 0.008 \cdot L_{den}$	0.0015	Sjukhusvistelse (dagar) Arbetsfrånvaro (dagar)	14 dagars sjukhusvistelse, 58 dagars arbetsfrånvaro
Högt blodtryck (tröskelvärde 70 dB(A))	$0.5 + 0.007 \cdot L_{den}$	0.0015	Sjukhusvistelse (dagar)	17 dagars sjukhusvistelse

* ER-sambanden baserade på De Kluizenaar m.fl. (2001) i (Bickel, 2006)
Källa: Bickel (2006), egen översättning och bearbetning

I Figur 2 illustreras ER-sambanden mellan den procentuella andelen av populationen och psykosociala effekter, d.v.s. bullerrelaterat obehag, definierat som lite besvärade, besvärade och mycket besvärade.

¹¹⁷ Effektkategorierna finns redovisade i Tabell 35, sid. 82.



Figur 2 Procentuell andel av populationen som upplever sig lite besvärad, besvärad eller mycket besvärad som en funktion av bullernivån (Källa: Bickel, 2006).

HEATCO rekommenderar att andelen *mycket besvärade* individer av en population ska användas som en indikator på andelen individer som besväras av bullernivåer mellan 43 dB och 81 dB. För beräkningar av det här slaget hänvisar HEATCO till de procentuella andelar som redovisas i Tabell 40.

Tabell 40 Procentuell andel av den vuxna befolkningen (80 procent av totala populationen) som anser sig mycket besvärade av buller fördelat på bullernivå och transportslag

L _{den} (dB(A))	Väg %	Järnväg %	Flyg %
≥43	0,4	0,1	0,3
≥44	0,8	0,3	0,6
≥45	1,1	0,4	1,0
≥46	1,5	0,5	1,4
≥47	1,9	0,6	2,0
≥48	2,2	0,7	2,5
≥49	2,6	0,8	3,2
≥50	2,9	1,0	3,9
≥51	3,3	1,1	4,6
≥52	3,7	1,3	5,4
≥53	4,2	1,5	6,3
≥54	4,6	1,7	7,2
≥55	5,1	2,0	8,2
≥56	5,6	2,3	9,3
≥57	6,2	2,6	10,4
≥58	6,8	2,9	11,5
≥59	7,5	3,3	12,7
≥60	8,3	3,8	14,0
≥61	9,0	4,3	15,3
≥62	9,9	4,8	16,7
≥63	10,8	5,4	18,1
≥64	11,9	6,1	19,6
≥65	12,9	6,8	21,2
≥66	14,1	7,6	22,7
≥67	15,4	8,5	24,4
≥68	16,8	9,5	26,1
≥69	18,2	10,5	27,8
≥70	19,8	11,6	29,6
≥71	21,5	12,8	31,5
≥72	23,3	14,1	33,4
≥73	25,2	15,4	35,3
≥74	27,2	16,9	37,3
≥75	29,4	18,4	39,4
≥76	31,7	20,1	41,5
≥77	34,1	21,9	43,6
≥78	36,7	23,8	45,8
≥79	39,4	25,8	48
≥80	42,3	27,9	50,3
≥81	45,3	30,1	52,6

Källa: Bickel m.fl. (2006)

Värdering av effekter från bullerföroreningar i HEATCO

Principen för värdering av hälsoeffekter från buller är densamma som för luftföroreningar. Möjligheten att i HEATCO kvantifiera psykosociala effekter (bullerrelaterat obehag) baserat på de ER-samband, som i ExternE inte användes på grund av att kompatibel monetär värdering saknades, kan emellertid förstås som en tydlig utveckling av tidigare gjorda ExternE-värderingar.

I HEATCO-projektet genomfördes direkta värderingsstudier i sex länder (Bickel m.fl., 2006) i syfte att få fram monetära värden för de ER-funktioner som illustreras i Figur 2. Enkäter skickades till individer i Norge, Tyskland, Ungern, Spanien, Storbritannien och Sverige. Värderingarna är under granskning, varför känslighetsanalyser rekommenderas (Bickel m.fl., 2006).¹¹⁸ I Tabell 41 presenteras de HEATCO-värden som tagits fram för Sverige.¹¹⁹

¹¹⁸ Värden att basera känslighetsanalyser på för Sverige finns presenterade i Bickel (2006), Appendix E, sid. 18 och 22.

¹¹⁹ I Bickel m.fl. (2006) finns även PPP-justerade värden för jämförelser mellan länder med olika köpkraft.

Tabell 41 Värderingar av bullerexponering från väg, järnväg och flyg per exponerad person och år, €, 2002 års prisnivå (faktorpriser)

L _{den} dB(A)	Sverige		
	Väg	Järnväg	Flyg
≥51	11	0	17
≥52	22	0	34
≥53	33	0	51
≥54	44	0	68
≥55	55	0	85
≥56	66	11	102
≥57	77	22	119
≥58	88	33	136
≥59	99	44	153
≥60	110	55	170
≥61	120	66	187
≥62	131	77	204
≥63	142	88	221
≥64	153	99	238
≥65	164	110	255
≥66	175	120	272
≥67	186	131	289
≥68	197	142	306
≥69	208	153	323
≥70	219	164	340
≥71	291	236	417
≥72	309	254	442
≥73	327	273	466
≥74	346	291	490
≥75	364	309	515
≥76	382	328	539
≥77	401	346	563
≥78	419	364	588
≥79	437	383	612
≥80	456	401	636
≥81	474	419	661

Källa: Bickel m.fl. (2006)

I Tabell 42 presenteras en jämförelse mellan bullervärderingar från ASEK3-projektet och HEATCO hämtad från SIKA (2007).

Tabell 42 Bullervärdering enligt ASEK och HEATCO, SEK/utsatt och år, 2001 års prisnivå

Buller (dB(A)) (ekvivalensnivå utomhus samt dag/kväll/natt-nivå)	ASEK-värde	HEATCO-värde
51-52	150	93
55-56	810	477
60-61	1 750	964
65-66	3 020	1 441
70-71	6 780	1 918
75-76	16 220	3 183
80-81	--	3 992

Källa: SIKA (2007) hänvisar till SIKA (2005) samt Bickel m.fl. (2006)

I underlaget till HEATCO rekommenderas att presenterade värderingar justeras över tid.¹²⁰

¹²⁰ För en beskrivning av hur detta kan göras, se Bickel m.fl. (2006), sid. 102-103.

10. Konsekvensanalys: konkret exempel

I följande avsnitt vill vi exemplifiera hur en konsekvensanalys skulle kunna se ut, genom att använda några av underlagen som vi tidigare har beskrivit.

KONSEKVENSPANALYS AV MÅLKONFLIKTEN MELLAN MILJÖMÅLEN BEGRÄNSAD KLIMATPÅVERKAN OCH FRISK LUFT

Analysen behandlar den målkonflikt som kan uppstå mellan miljömålen *Begränsad klimatpåverkan* och *Frisk luft* vid olika utformning av klimatpolitiken. I debatten om den globala klimatförändringen försöker man ofta uppskatta samhällets direkta kostnader till följd av klimatpolitiken. På senare tid har också värdet av andra vinster till följd av klimatpolitiken än att motverka klimatförändringar uppmärksammas internationellt. Det handlar framför allt om förbättrad hälsa. Klimatpolitiken motverkar uppkomsten av luftvägsbesvär genom att minska luftföroreningar. I konsekvensanalysen har hälsoeffekter från luftföroreningar från trafiken inarbetats i en analys av klimatpolitikens samhällsekonomiska effekter inom ramen för en allmän jämviktsanalys. Resultaten från Konjunkturinstitutets koncentration-respons studie och värderingsstudie har använts för att modellera direkta hälsoeffekter via försämrat hälsotillstånd och indirekta hälsoeffekter via försämrad arbetsproduktivitet. De samhällsekonomiska kostnaderna för kvävedioxidernas återverkningar på hälsotillstånd och på arbetsproduktivitet jämförs sedan för tre klimatpolitiska scenarier, som utformats i syfte att uppnå Sveriges klimatpolitiska åtaganden. Resultaten visar att kostnaderna för klimatpolitiken kan överskattas när inte hälsoeffekterna beaktas. Om man beaktar hälsoeffekter kan kostnadsfördelen av att köpa utsläppsrätter från andra länder bli mindre, gentemot en klimatpolitik inriktad på att reducera inhemska utsläpp. Nedan beskrivs först koncentration-respons studien mellan kvävedioxid, som en indikator på luftföroreningar från trafiken, och ”antal dagar med besvär från luftvägarna” och sedan värderingsstudien över obehaget från hälsoeffekter från luftföroreningar. Därefter presenteras beräkningar för att få fram en marginell värdering av hälsoeffekterna vid en enhets ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) förändring i halten kvävedioxid. Slutligen redovisas en sammanfattning av konsekvensanalysen. För mer utförlig information om dessa arbeten hänvisas direkt till rapporterna.

Kvantifiering av hälsoeffekter från luftföroreningar (Koncentration-respons analysen)

Konjunkturinstitutet har i samarbete med Karolinska Institutet kopplat individdata från deras Nationella miljöhälsoenkät till kommundata på luftkvalitet för att estimerat koncentration-responssamband mellan luftkvalitet och ”antal dagar med besvär från luftvägarna” (Samakovlis m.fl., 2005). Analysen studerar sjuklighet från luftföroreningar när föroreningarna påverkar både sannolikheten att få besvär och episodens längd. Fördelen med att använda variabeln ”antal dagar med besvär från luftvägarna” är att den fångar alla slags besvär från luftvägarna. Eftersom partiklar inte mättes det år som miljöhälsoenkäten skickades ut användes kvävedioxid som en indikator på luftföroreningar från trafiken. Resultatet från studien visar att om halten av kvävedioxid ökar med en enhet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) så leder det till att dagarna med luftvägsbesvär ökar

med 3,2 procent. Om man antar att urvalet är representativt för Sveriges befolkning så innebär det 1 170 472 extra dagar med luftvägsbesvär. Analysen baseras på luftkvalitetsdata från februari till mars 1999. Då var den genomsnittliga halten av kvävedioxid 16 µg/m³. Dessa skattningar ligger till grund för värderingen av hälsoeffekter från luftföroreningar.

Värdering av hälsoeffekter från luftföroreningar

Hälsobesvär från luftföroreningar bör värderas i termer av produktionsbortfall, sjukvårdskostnader och kostnader för upplevt obehag. Den här studien värderar obehaget med hjälp av scenariovärderingsmetoden.¹²¹ Metoden, innebär i det här fallet, att man frågar ett slumpmässigt urval om deras betalningsvilja för att slippa en negativ förändring i hälsotillståndet. En brevenkät skickades ut i november 2002 till två slumpmässiga urval: 2 000 personer boende i Stockholm och 2 000 personer boende i Sverige. Analysen värderar tre sjukdomsepisoder med besvär från luftvägarna som kan ha orsakats av luftföroreningar.

Tabell 43 Sjukdomsepisoder med besvär från luftvägarna som kan ha orsakats av luftföroreningar

Episod	Symptom	Begränsning	Varaktighet
Episod A	Symptomen inkluderar slemmig hosta, lite tryck i bröstet, små andningsbesvär, lite feber och trötthet.	Du kan inte utföra ansträngande aktiviteter, men kan arbeta och utföra dina dagliga aktiviteter	1 dag
Episod B	Symptomen inkluderar ihållande slemmig hosta, hostattacker, hörbart pip i bröstet, andfådd vid minsta ansträngning, feber och influensaliknande symptom med huvudvärk och trötthet.	Symptomen är allvarlig nog för att du ska stanna hemma i sängen.	3 dagar
Episod C	Sjukhusintagning för behandling av andnöd. Symptomen inkluderar ihållande slemmig hosta, hostattacker, kippande efter andan även vid vila, feber och influensaliknande symptom med huvudvärk och trötthet.	Du måste stanna på sjukhus för behandling i 3 dagar, följt av 5 dagar sängliggande i hemmet.	8 dagar

Källa: Samakovlis & Svensson (2004)

En läkare har utformat beskrivningarna för att de ska reflektera episoder som används i epidemiologiska analyser. Det gör värderingsstudien särskilt lämplig att kopplas till ovanstående dos-respons analys. Detta till skillnad från tidigare svenska värderingsstu-

¹²¹ För mer om olika värderingsmetoder, se sid. 35 i den här rapporten.

dier inom området som har värderat en förändring i luftkvaliteten direkt och inte gått genom luftföroreningarnas effekter, vilket gör en sådan koppling svårare. Värderingsstudien har genom ett EU projekt tidigare utförts i Holland, Norge, England, Portugal och Spanien. Resultaten visar att Stockholm-urvalet värderar obehaget från episoderna till A: SEK 151, B: SEK 643 och C: SEK 2 056. Sverige-urvalet värderar episoderna till; A: SEK 154 kr, B: SEK 713 och C: SEK 2 573.

Värdering av hälsoeffekterna per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -förändring i halten kvävedioxid.

De ovanstående analyserna fokuserar på sjuklighet från luftföroreningar, dödlighet beaktas inte alls. Av dagarna med luftvägsbesvär består uppskattningsvis 38 procent av dagar med lindriga symtom d.v.s. dagar då man påverkas av besvär från luftvägarna men påverkan är inte så stark att man stannar hemma från arbetet. Resterande 62 procent, utgörs av dagar med allvarligare symtom då påverkan är så stark att man stannar hemma från arbetet (ORNL/RFF, 1994). Det betyder att av de 1 170 472 dagarna utgörs 444 779 av dagar med lindriga symtom och 725 693 av dagar med allvarligare symtom. Episod A räknas som lindriga symtom och episod B och C räknas som allvarligare symtom. Med hjälp av resultaten från betalningsviljestudien med Sverige-urvalet kan vi räkna ut en värdering av obehaget per dag. Värderingen av obehaget för en enhets ökning i koncentrationen av NO_2 uppgår till SEK 244 956 414.

Man kan räkna med att produktivetsförlusten av en dag med lindriga symtom uppgår till omkring 10 procent av lönen (Alfsen & Rosendahl, 1996). Om vi räknar med en genomsnittlig lön per dag på SEK 647 så uppgår produktivetsförlusten för en enhets ökning av halten NO_2 till SEK 498 434 006.

Det går inte att ta reda på hur mycket av sjukvårdskostnaderna som härrör från luftföroreningar generellt och från NO_2 specifikt. Det finns olika luftvägssjukdomar och sjukvårdskostnaderna delas inte alltid upp per sjukdom. Individen kan också diagnostiseras med mer än en luftvägssjukdom. Därför approximerar vi sjukvårdskostnaderna för dagar med luftvägsbesvär till sjukvårdskostnaderna för astmatiker. De totala sjukvårdskostnaderna för astmatiker uppgår till SEK 1 452 miljarder (Bohlin m.fl., 2002) och 8 procent av befolkningen är astmatiker. Den genomsnittliga sjukvårdskostnaden per astma patient och dag är således SEK 8. Enligt resultaten så leder en enhets ökning av halten kvävedioxid till 277 987 extra dagar med luftvägsbesvär för astmatikerna. Det gör att sjukvårdskostnaderna vid en enhets ökning av halten NO_2 uppgår till SEK 2 223 896. Totalt värderas hälsokostnaderna för en enhets ökning i halten av kvävedioxid (som en indikator på luftföroreningar i tätortsluft) till SEK 745 614 316.

Tabell 44 Beräkning av obehag, produktivitetstförlust och sjukvårdskostnader associerade med 1 µg/m³ ökning i koncentrationen av NO₂ (i SEK)

(I) Värdering av obehag från ytterligare dagar med luftvägsbesvär per år	
(1) Betalningsvilja för att undvika en dag med lindriga luftvägsbesvär	151
(2) Betalningsvilja för att undvika en dag med allvariga luftvägsbesvär ((2056+643)/11)	245
TOTALT (444 779*151+725 693*245)	244 956 414
(II) Produktivitetstförlust från ytterligare dagar med luftvägsbesvär per år	
Genomsnittlig lön per dag	647
(1) Förlust från en dag med lindriga luftvägsbesvär (10% av dagslön)	64.7
(2) Förlust från en dag med allvariga luftvägsbesvär (100% av dagslön)	647
TOTALT (444 779*65 + 725 693*647)	498 434 006
(III) Sjukvårdskostnader från ytterligare dagar med luftvägsbesvär per år	
Genomsnittliga sjukvårdskostnader per astmapatient och dag	8
TOTALT (8*277987)	2 223 896
Totalt	745 614 316

Källa: Huhtala & Samakovlis (2007)

Konsekvensanalys av målkonflikten mellan Begränsad klimatpåverkan och Frisk luft

Konsekvensanalysen har utförts med modellen EMEC, som är en statisk allmän jämviktsmodell över den svenska ekonomin som används för att analysera interaktionen mellan ekonomin och miljön. Först ges en kort beskrivning av modellen, för ytterligare information, se Östblom (2006). Modellen inkluderar 17 näringslivssektorer och en offentlig sektor. Företag och hushåll efterfrågar 20 sammansatta varor och tjänster som insatsvaror samt för investeringar och privat konsumtion. Produktion sker med insatsvarorna arbetskraft, kapital, material och energi. Koldioxid, koloxid, metan, svaveldioxid, dikväveoxid och kväveoxid utgör utsläpp från produktionen. Även hushållens användning av fossila bränslen bidrar till dessa utsläpp. Företagens och hushållens energianvändning är belagd med energi- och miljöskatter. Utbudet av arbetskraft är exogent, medan kapital kan köpas fritt till en given ränta. Perfekt konkurrens och inga skalfördelar förekommer i produktionen. Det finns bara en typ av representativ konsument i modellen. Handelsbalanskvoten är exogen, medan sparandet är endogen. Modellen kalibreras med basåret 1996 fram till 2010 genom de exogena variablerna som är givna för basscenariot.

Modellen utvecklas till att inkludera en återkoppling från luftföroreningar till nedsatt arbetsförmåga och minskad välfärd till följd av försämrad hälsa, genom att utnyttja resultaten från koncentration-respons analysen och värderingsstudien. På så sätt kommer modellen att innehålla ett endogent samband mellan miljöpåverkan och förutsättningar för ekonomisk tillväxt. Storleken på hälsoeffekterna påverkas starkt av antaganden om framtida utsläppsnivåer och skadliga kväveoxidnivåer. Då dessa nivåer

inte är kända har vi antagit att förhållandet mellan kväveoxid- och koldioxidutsläpp inte förändras till 2010.

Sveriges klimatpolitiska mål innebär att utsläppen av växthusgaser ska underskrida 1990 års nivå med minst 4 procent räknat som ett medelvärde för perioden 2008-2012. I konsekvensanalysen har vi jämfört de samhällsekonomiska kostnaderna för kväveoxidernas återverkningar på hälsotillstånd och på arbetsproduktivitet i tre klimatpolitiska scenarier, som utformats i syfte att uppnå målet. Scenario 1 har en enhetlig skatt för alla koldioxidutsläpp. I scenario 2 kan utsläppsintensiva industrier handla med utsläppsrätter medan övrigt näringsliv och hushåll betalar koldioxidskatt. De utsläppsintensiva industrierna kan handla med utsläppsrätter inom EU till priset 30 USD/ton och globalt till priset 6 USD/ton. Scenario 3 är utformat som scenario 2, men med skillnaden att utsläppsrätterna inte får räknas av mot det nationella målet. Det medför kraftigare minskning av utsläppen från övrigt näringsliv och hushåll än i scenario 1 och 2.

I tabellen nedan illustreras effekten på NO_x-utsläppen från skillnader i klimatpolitiken. I modellens basscenario ingår inga andra åtgärder än existerande CO₂-skatter. I scenario 1 så fördelas minskningarna av CO₂-utsläppen procentuellt lika mellan den handlande och icke-handlande sektorn. I scenario 2 och 3 ökar CO₂-utsläppen för den handlande sektorn på grund av handeln med utsläppsrätter. Det leder även till en ökning av NO_x-utsläppen för den handlande sektorn i båda scenarierna. I scenario 3 motverkas ökningen av CO₂-utsläppen i den handlande sektorn av minskade utsläpp i den icke-handlande sektorn. Det ger också minskade NO_x-utsläpp eftersom förbränningen av fossila bränslen minskar i den icke-handlande sektorn där transporterna utgör en stor del.

Tabell 45 Utsläpp av CO₂ och NO_x för olika klimatpolitiska scenarion 2010

	Basscenario	Scenario 1	Scenario 2		Scenario 3	
	2010		30 USD	6 USD	30 USD	6 USD
CO ₂ utsläpp, 1000 ton		Procentuella förändringar jämfört med basscenario				
Handlande sektorn	20 232	-13.5	-3.7	13.4	-3.7	13.4
Icke-handlande sektorn	42 562	-14.7	-14.7	-14.7	-19.3	-27.4
Totalt	62 794	-14.3	-11.1	-5.6	-14.3	-14.3
NO _x utsläpp, ton						
Totalt	442 202	-13.4	-12.5	-11.3	-16.5	-22.3

Källa: Östblom & Samakovlis (2007)

Kostnaderna för feed-back effekter, i termer av minskad arbetsproduktivitet fångas av nettonationalinkomsten (NNI) och direkt obehag (som fångas av justerat NNI) presenteras i tabellen nedan. De samhällsekonomiska kostnaderna i basscenarioet uppgår till SEK 1,45 miljarder. De minskade kostnaderna från feedback effekterna på grund

av klimatpolitiken fås genom att jämföra siffrorna för scenarierna 1, 2 och 3 med motsvarande siffror för basscenariot. Scenarierna 1, 2 och 3 ger alla lägre kostnader för feedback-effekter, vilket visar att klimatpolitiken kan minska de samhällsekonomiska kostnaderna från feedback effekter med mellan 16 och 44 procent beroende på vilken politik man använder sig av. Den största kostnadsminskningen sker i scenario 3 där klimatpolitiken har störst påverkan på NO_x-utsläppen. Så ur den synvinkeln är en klimatpolitik som inriktas på att minska de inhemska CO₂-utsläppen (Scenario 1 och 3) att föredra. Totalt sett är det dock Scenario 2, som innebär de lägsta samhällsekonomiska kostnaderna från klimatpolitiken, som i Östblom (2003) uppskattades till 0,09 procent av BNP vid utsläppsriktpriset 6 USD och 0,23 procent av BNP vid utsläppsriktpriset 30 USD. Om vi tar hänsyn till feedback-effekterna så minskar kostnaderna av klimatpolitiken med 0,009 procent och med 0,014 procent vid ett utsläppsriktpris på 6 USD respektive 30 USD.

Tabell 46 Kostnader för feedback-effekter på hälsa och arbetsproduktivit

	Basscenario	Scenario 1	Scenario 2		Scenario 3	
	2010		30 USD	6 USD	30 USD	6 USD
	Förändringar i relation till NNI utan feedback effekter					
NNI	-0.042	-0.030	-0.036	-0.032	-0.028	-0.023
Obehag fr NO_x	-0.019	-0.015	-0.015	-0.016	-0.013	-0.011
NNI damage adjusted	-0.061	-0.045	-0.051	-0.048	-0.042	-0.034

Källa: Östblom & Samakovlis (2007)

Våra resultat visar således att klimatpolitikens samhällsekonomiska kostnader kan överskattas om inte hälsoeffekterna beaktas. De indirekta hälsoeffekterna reducerar de samhällsekonomiska kostnaderna kraftigast i scenario 3, där minskningen av utsläppen sker till stor del i transportsektorn och i hushållens privata transporter, som är de största källorna till utsläpp av kväveoxider. Vår analys visar att även när hälsoeffekterna beaktas så blir den samhällsekonomiska kostnaden för att uppnå det nationella målet betydligt lägre vid internationell handel med utsläppsrikt, som får räknas av mot målet, än om minskningen av utsläppen måste ske uteslutande inom landet. Så för att nå *Begränsad klimatpåverkan* till så låg samhällsekonomisk kostnad som möjligt så bör vi ha ett så kallat avräkningsmål, det får dock konsekvenser för möjligheterna att uppnå *Frisk luft*. För att komma till rätta med den problematiken behövs andra styrmedel som specifikt styr mot det miljömålet.

11. Avslutande diskussion

Det överordnade syftet med rapporten har varit att sammanställa underlag för värdering av hälsoeffekter från luftföroreningar och buller som kan användas i samhälls-ekonomiska konsekvensanalyser. Underlaget baseras på värderingar av trafikens externa effekter. Anledningen till det är att trafiksektorn kommit längst med värdering av miljörelaterad ohälsa orsakad av luftföroreningar och buller samt att trafiken står för huvuddelen av de hälsopåverkande utsläppen. Rapporten innehåller också en orientering bland såväl miljömål som samhällsekonomiska begrepp och metoder. För att konkretisera hur man kan använda exponerings-responssamband (ER-samband) och värderingar av hälsoeffekter i konsekvensanalyser inkluderar rapporten en analys av målkonflikten mellan miljömålen *Begränsad klimatpåverkan* och *Frisk luft*. Förhoppningen är att rapporten ska underlätta för miljömålsmyndigheter att konsekvensanalysera åtgärder som påverkar luftkvalitet och buller.

BRISTANDE TRANSPARENS KAN FÖRSVÅRA FÖR KONSEKVENSPANALYSER

Rapportens underordnade syfte har varit att försöka klargöra skillnader i hur olika ansatser värderar hälsoeffekter. Det har emellertid försvårats av otydligheter i vissa underlagsrapporter, vilka gjort det svårt att utröna vilka hälsoeffekter som ingår och vilka komponenter (personliga olägenheter och lidanden, produktionsbortfall, kostnader för medicin/sjukhuskostnader etc.) som inkluderas i den monetära värderingen.

Av SIKAs samhällsekonomiska kalkylvärden för trafikens externa effekter (ASEK1-3) framgår exempelvis inte vilka ER-samband som använts för att värdera hälso- och miljöeffekter från luftföroreningar. Sakkunniga på SIKAs har inte heller kunnat svara på vilka samband som ligger till grund för ASEK-värdena.¹²² Förhoppningsvis kan pågående översyn, d.v.s. ASEK4, bringa mer klarhet i vad värderingarna inkluderar. I underlagsrapporter till det europeiska projektet ExternE respektive svenska ExternE, har mer utrymme avsatts för att förklara vilka ER-samband och värderingsstudier som finns tillgängliga, än att redogöra för vilka effekter, vilka ER-samband och vilka värderingsstudier som faktiskt ligger till grund för värderingarna. Även i underlagsrapporterna till det europeiska projektet HEATCO, är det svårt att urskilja vilka ER-samband som rekommenderas från de samband som anses teoretiskt ideala. Trots idoga försök till att nå författarna till dessa underlagsrapporter har vi inte alltid kunnat få hjälp med att klargöra vad som ligger till grund för projektens värderingar.

Tidigare analyser av myndigheters arbete med konsekvensanalyser har visat att det läggs för lite tid och resurser på att utföra analyserna, samt att det på flera miljömålsmyndigheter råder brist på personer med kompetens att utföra analyserna (Naturvårdsverket, 2004; Samakovlis & Vredin Johansson, 2005). Detta i kombination med svårigheter att tolka värderingarna försvårar väsentligen förutsättningarna att göra konsekvensanalyser på det här området. Om underlagsrapporternas tydlighet ökar

¹²² En förklaring till det är förmodligen SIKAs omlokalisering från Stockholm till Östersund, vilket inneburit att en stor del av personalen bytts ut och att nuvarande sakkunniga inte varit involverade i framtagandet av ASEK-värdena.

skulle det förbättra möjligheterna för andra myndigheter (utöver trafikverken) att använda värderingarna i sina konsekvensanalyser, vilket skulle förbättra det samhällsekonomiska beslutsunderlaget.

EFFEKTLEDJEANSATSEN NORMBILDANDE FÖR VÄRDERING AV BULLER OCH LUFT

Den effektkedjeansats som tillämpas i en rad olika värderingsprojekt på nationell och europeisk nivå, har kommit att bli normbildande för kvantifiering och värdering av hälsoeffekter relaterade till luft- och bullerexponering. Effektkedjeansatsen innebär kort att utsläppskällan utgör själva utgångspunkten. Därefter uppskattas utsläppens spridning och i vilken grad miljön och individer exponeras. Sedan används ER-samband för att uppskatta vilka effekter exponeringen får, och slutligen värderas dessa effekter monetärt. Ur ett svenskt perspektiv är det viktigt att nya värderingar av hälsoeffekter från luftföroreningar och buller kommer till stånd på områden där sådana behöver förbättras eller saknas. I dagsläget finns det exempelvis enbart ER-samband mellan partiklar och dödlighet för Stockholms, vilket gör det svårt att värdera hälsoeffekter av partikelexponering på andra håll i landet (Nerhagen, 2007b). Nya och förbättrade skattningar av ER-samband mellan olika hälsoeffekter från buller och luftföroreningar och fler betalningsviljestudier som värderar dessa effekter kan väsentligen öka kvaliteten på framtida konsekvensanalyser.

Effekter på luft och buller av andra källor än transporter

Av miljömålet *Frisk luft* framgår att de luftföroreningar som är skadligast för individer och för miljön är de lokala effekterna av partiklar, ozon och vissa organiska kolväten (Miljömålsportalen, 2006e). Utöver vägtrafiken orsakas de lokala utsläppen även av vedeldning och arbetsmaskiner. För att kunna inkludera effekter på hälsa och miljö från andra källor än trafiken behövs kompletterande samhällsekonomiskt underlag för exempelvis luftföroreningar från vedeldade småhus och arbetsmaskiner samt buller från fasta installationer såsom fläktsystem.

Effekter på buller av andra trafikslag än vägtransporter

Hedoniska prismetoden är den vanligaste metoden för att värdera bullerexponering. Metoden innebär att variationer i fastighetspriser speglar skillnader i hur individer värderar exponering av buller, d.v.s. en fastighet som exponeras för relativt lite buller betingar ett högre pris än en fastighet som exponeras för relativt mycket buller. Som underlag till ASEK3 används en hedonisk prisstudie som genomfördes i ett bostadsområde i Stockholm under perioden 1986-95. Problemet med den här metoden är att det är svårt att använda det framtagna värdet för värdering av bullerexponering på andra platser samt för andra typer av källor. På grund av avsaknaden av värderingsstudier för andra källor så använder ASEK3-värdena den hedoniska prisstudien för att värdera bullerrelaterad ohälsa från järnvägstrafik, flyg och sjöfart. Eftersom förändringar i fastighetspriset orsakade av olika bullerkällor kan variera på grund av att individers preferenser och upplevelser ser olika ut för olika typer av buller, bör monetära värderingar göras för varje typ av relevant bullerkälla.

Ska man utgå från bullernivån eller besvärsggraden?

För att hedoniska prismetoden ska ge en korrekt värdering av bullret förutsätts att individen vet vilka hälsoeffekter bullret har. Man kan emellertid ifrågasätta om individerna (fastighetsköparna) verkligen är medvetna om alla de hälsoeffekter som en viss bullerexponering medför. Exempelvis visar flera studier att de psykosociala effekterna (d.v.s. de upplevda besvären av en viss bullernivå) utgör en viktig del av de bullerrelaterade hälsoeffekterna. Det är nästintill omöjligt att på förhand veta vilka psykosociala effekter ett fastighetsköp kan innebära. Mot denna bakgrund är det tveksamt om en hedonisk prismetod är den mest lämpliga för att värdera bullerrelaterad ohälsa. Enligt de europeiska värderingsprojekten (ExternE och HEATCO) så bör en värdering av bullerrelaterad ohälsa göras med utgångspunkt i upplevelsemässiga bulleregenskaper (besvärsggrad) snarare än baserat på mätbara akustiska förändringar (bullernivå) vilket också innebär en övergång till direkta värderingsmetoder.

KOSTNADSEFFEKTIVITETSANALYS SOM ALTERNATIV

Att fastställa samhällsekonomiskt effektiva miljömål är mycket svårt. Därför baseras formuleringar och revideringar av mål och delmål på kritiska belastningsgränser. Även om miljömålen inte är satta på en samhällsekonomiskt effektiv nivå, så ska miljömålsmyndigheterna prioritera den åtgärd som förväntas resultera i störst nettonyttan. För att i en kostnads-intäktsanalys kunna fastställa vilken åtgärd som ger den största nettonyttan krävs att såväl samhällsekonomiska kostnader som intäkter finns tillgängliga. De förväntade kostnaderna av att genomföra en åtgärd är förhållandevis lätta att uppskatta eftersom de baseras på marknadsprissatta varor och tjänster. Det är däremot svårare att uppskatta de samhällsekonomiska intäkterna av en miljöpolitisk åtgärd, eftersom det ofta innebär en värdering av icke-marknadsprissatta varor och tjänster.

Generellt sett inbegriper värderingar av icke-marknadsprissatta varor och tjänster ett visst mått av osäkerhet vilket påverkar konsekvensanalyserna. Svårigheten att få fram information om vad luft- och bullervärderingarna faktiskt inkluderar och mäter mildrar inte den osäkerheten. Ett alternativ till osäkra eller, i värsta fall, obefintliga kvantitativa värderingar är att endast beakta effekterna kvalitativt, d.v.s. endast beskriva dem. Tyvärr undervärderas ofta kvalitativa beaktanden när åtgärder vägs mot varandra i en konsekvensanalys. Det gör i sin tur att samhällsekonomiskt motiverade åtgärder riskerar att förkastas.

Ett sätt att komma runt den problematiken är att jämföra och prioritera åtgärdsförslagen på basis av kostnadseffektivitet. Enligt detta förfarande ska den åtgärd som uppnår ett givet mål till lägst kostnad prioriteras. Till skillnad från konsekvensanalyser som väger förväntade kostnader mot intäkter, räcker det i en kostnadseffektivitetsanalys med att ha tillgång till olika åtgärders kvantifierade hälsoeffekter och kostnader. För att underlätta jämförelser av hälsoeffekter som mäts i olika enheter har man inom hälsoekonomin utvecklat ett så kallat QALY-mått som mäter kostnader i förhållande till ett förväntat antal *kvalitetsjusterade levnadsår*. QALY-måttet skulle även kunna vara användbart för att jämföra miljöpolitiska åtgärdsalternativ. Oavsett myndighet (Socialstyrelsen, Naturvårdsverket, Vägverket etc.) skulle tillämpandet av ett sådant mått

möjliggöra jämförelser mellan olika hälsoförbättrande åtgärdsförslag inom och mellan myndigheterna.

Avslutningsvis, trots att arbetet med konsekvensanalyser ofta är förknippat med både svårigheter och osäkerheter så bidrar det till transparenta åtgärdsbeslut. Ju bättre de samhällsekonomiska underlagen är, desto lättare är det att ta samhällsekonomiskt motiverade beslut. Det är därför viktigt att arbetet med att kvantifiera och värdera luft- och bullerrelaterade hälsoeffekter fortsätter att förbättras. En ökad samordning mellan trafikverken och andra myndigheter beträffande vilka underlag som ska användas för att värdera hälsoeffekter skulle öka konsekvensanalysernas jämförbarhet. En användning av gemensamma mått för hälsoeffekter, så kallade QALY-mått, skulle möjliggöra jämförelser av åtgärdsalternativ inom och mellan myndigheter. I längden borde en ökad transparens i åtgärdernas kostnader och effekter leda till effektivare åtgärder och till en större allmän acceptans av beslutade åtgärder inom miljöpolitiken.

VAD FINNS ATT ÖNSKA AV FRAMTIDA FORSKNING

Mot bakgrund av det som framförts i rapporten och det som diskuterats ovan kan följande punkter ses som en sammanfattande önskan för framtida forskning:

Allmänt:

- *Ökad transparens och tillgänglighet till de värderingar som finns för att värdera effekter på miljö och hälsa.* För att underlätta tillämpning av befintliga värderingar bör det tydligt framgå vilka underlag som använts och vilka föroreningar och effekter som inkluderats på lokal respektive regional nivå.
- *Nya underlag för att konsekvensanalysera effekter av andra utsläppskällor än vägtrafik.* För att kunna konsekvensanalysera hälsoeffekter från luftföroreningar och buller från andra källor än vägtrafiken behövs det nya underlag. Exempel på sådana källor är tåg, flyg, sjöfart, vedeldning, arbetsmaskiner och buller från fasta installationer som fläktsystem.

Värdering av effekter från luftföroreningar:

- *Nya och uppdaterade ER-samband för luftföroreningar baserade på svenska förhållanden.* Flera av de ER-samband som svenska projekt baserar sina värderingar på är framtagna för andra städer/länder och flera år gamla. Eftersom metoder kontinuerligt förbättras och förhållanden skiljer sig åt mellan länder är det viktigt att uppdatera ER-sambanden för svenska förhållanden så långt det är möjligt.
- *Direkta värderingsstudier som fokuserar på besvär av luftföroreningar.* I samband med den ASEK-översyn som gjordes 1999 skedde en övergång från betalningsviljestudier som var direkt kopplade till föroreningar, till studier som baserades på luftföroreningars effekter. Det är viktigt att sådana värderingsstudier utförs för svenska förhållanden eftersom studier visat att transfereringar av betalningsviljor mellan länder kan resultera i betydande över/underskattningar.

Värdering av effekter från bullerexponering:

- *Nya ER-samband mellan bullernivåer och besvärsggrad baserade på svenska förhållanden.* Det finns en brist på ER-samband för psykosociala effekter, så kallade störningseffekter, uttryckta som andelen av befolkningen som är lite besvärad, besvärad eller mycket besvärad. Eventuellt kommer sådana samband att komma ut från MISTRA-projektet "Ljudlandskap för bättre hälsa". Men det är viktigt att det fylls på med ER-samband för alla väsentliga effekter och för olika miljöer (d.v.s. såväl boendemiljö som arbets- och rekreativmiljö).
- *En övergång från värdering baserad på indirekta metoder (hedonisk prissättning) till direkta metoder (t.ex. scenariorvärderingsmetoden) samt en fokus på besvärsggrad istället för bullernivå.* Utöver att förbättra möjligheterna för att inkludera alla hälsoeffekter i värderingen, skulle en övergång från indirekt till direkt värdering ligga mer i paritet med den utveckling som sker i Europa. Dessutom skulle övergången till direkta metoden underlätta för värdeöverföring, även om studier baserade på svenska förhållanden är att föredra.

Appendix A

De ER-funktioner som används för kvantifiering av hälsoeffekter i ExternE listas i Tabell 47. ER-sambanden har hämtats från tidigare studier, vilket kan innebära att den kvantifiering som används inte speglar den faktiska exponeringen.

Tabell 47 ER-samband i svenska ExternE

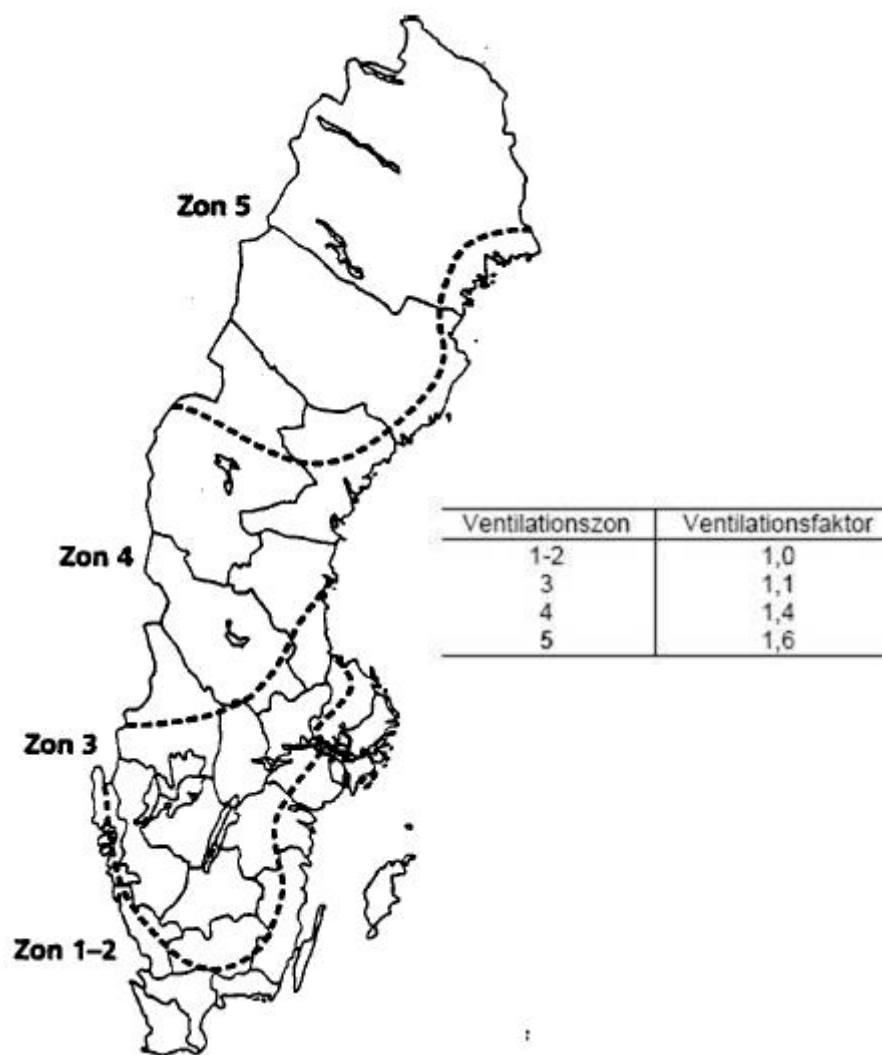
Receptor	Hälsoeffektskategori	Källa	Förorening	ER-samband
Astmateriker Vuxna	Inhalatoranvändning	Dusseldorp m.fl., 1995	PM ₁₀ Nitrat	0.163
			PM _{2,5} Sulfat	0.272
	Hosta	Dusseldorp m.fl., 1995	PM ₁₀ Nitrat	0.168
			PM _{2,5} Sulfat	0.280
	Besvär i nedre luftvägarna (väsannde, rosslande andning)	Dusseldorp m.fl., 1995	PM ₁₀ Nitrat	0.061
			PM _{2,5} Sulfat	0.101
Astmateriker Barn	Inhalatoranvändning	Roemer m.fl., 1993	PM ₁₀ Nitrat	0.078
			PM _{2,5} Sulfat	0.129
	Hosta	Pope & Dockery, 1992	PM ₁₀ Nitrat	0.133
			PM _{2,5} Sulfat	0.223
	Besvär i nedre luftvägarna (väsannde, rosslande andning)	Roemer m.fl., 1993	PM ₁₀ Nitrat	0.103
			PM _{2,5} Sulfat	0.172
Astmateriker Alla	Astmaattacker	Whittemore & Korn, 1980	O ₃	4.29E-3
Äldre 65+*	Hjärtsvikt	Schwartz & Morris, 1995	PM ₁₀ Nitrat	1.85E-5
			PM _{2,5} Sulfat	3.09E-5
			CO	5.55E-7
Barn**	Kronisk hosta	Dockery m.fl., 1989	PM ₁₀ Nitrat	2.07E-3
			PM _{2,5} Sulfat	3.46E-3
Vuxna	Dagar med besvär	Ostro, 1987	PM ₁₀ Nitrat	0.025
			PM _{2,5} Sulfat	0.042
	Dagar med lindriga besvär	Ostro & Rothschild, 1989	O ₃	9.76E-3
			Kronisk bronkit	Abbey m.fl., 1995
	PM _{2,5} Sulfat	3.9E-5		
	Hela befolkningen	Kronisk dödlighet	Pope m.fl., 1995	PM ₁₀ Nitrat
PM _{2,5} Sulfat				0.214%
Luftrörsrelaterade sjukhusbesök		Dab m.fl., 1996	PM ₁₀ Nitrat	2.07E-6
			PM _{2,5} Sulfat	3.46E-6
		Ponce de Leon, 1996	SO ₂	2.04E-6
			O ₃	3.54E-6
Hela befolkningen	Sjukhuskostnader för cerebrovaskulära sjukdomar	Wordley m.fl., 1997	PM ₁₀ Nitrat	5.04E-6
			PM _{2,5} Sulfat	8.42E-6
	Dagar med symtom	Krupnick m.fl., 1990	O ₃	0.033
	Cancer risk estimat	Pilkington m.fl.,	Bensen	1.14E-7

		1997	Bens(a)pyren	1.43E-3
			1,3-butadiene	4.29E-6
			Dieselpartiklar	4.86E-7
	Akut mortalitetsrisk	Spix m.fl.; Verhoeff m.fl., 1996	PM10 Nitrat	0.040%
			PM _{2,5} Sulfat	0.068%
		Andersson m.fl.; Touloumi m.fl. 1996	SO ₂	0.072%
			Sunyer m.fl., 1996	O ₃
ER-sambandet baseras på fall/personår- $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för morbiditet och procentuell förändring i årlig mortalitet per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för mortalitet. Koncentrationerna för SO ₂ , PM ₁₀ , sulfat och nitrat är baserade på årlig genomsnittlig koncentration av ozon som säsongsmässig 6 h koncentration.				

* 14% av befolkningen, ** 20% av populationen
Källa: Bickel m.fl. (2002)

Appendix B

Figur 3 Ventilationszoner och ventilationsfaktor



Källa: SIKa (2002a)

Appendix C

Tabell 48 Svenska värderingsstudier avseende buller¹²³

Värderingen avser	Metod	Studie	Plats	Källa
Bullerexponering från väg	HP	Trafikemissionens inverkan på villpriser	Täby utanför Stockholm	Hammar (1974)
Bullervärdering för väg och järnväg	HP	Trafikbuller och fastighetsvärden – en hedonisk prisstudie	Ängby utanför Stockholm	Wilhelmsson (1997)
Trafikbuller i storstad, inomhusbuller och buller från motorgräsklippare	CVM	Priset på tystnad, en enkätstudie om människors värdering av bullerdämpande åtgärder	Stockholm och Göteborg	Kihlman (1993)
Störningsgraden för olika bullerkällor	CVM	Efterfrågan på tyst boende		Wibe (1997)
Betalningsvilja för att reducera buller från väg och järnväg samt tidsvärdeskattningar. I Sveriges endast WTP för att reducera bullernivån från vägtrafik.	CVM	Economic Values for Key Impacts Valued in the Stated Preference Surveys	Ett flertal Europeiska länder bland annat Sverige	Navrud m.fl. (2005)
Individens preferenser för flygbuller vid olika tider på dygnet och för vecko- och helgdagar	SP	Measuring Marginal values of Noise Disturbance from Air Traffic: Does the Time of Day Matter?	Boende runt Bromma flygplats utanför Stockholm.	Carlsson m.fl. (2004)

¹²³ Tabellen baseras på uppgifter i Andersson & Ögren (2006).

Referenser

- Alfsen, K. H., och K. E. Rosendahl (1996), ”Economic Damage of Air Pollution”, manuskript presenterat vid Londongruppens möte om miljöräkenskaper. Stockholm, Maj 28-31.
- Andersson H., och M. Ögren (2006), ”Bulleravgift för järnvägsoperatörer – Prissättning enligt marginalkostnadsprincipen”, notat 7, VTI, Statens väg- och transportinstitut.
- Bateman, I., B. Day, I. Lake och, A. Lovett (2001), “The Effects of Road Traffic on Residential Property Values: A Literature Review and Hedonic Pricing Study”, Technical Report, University of East Anglia, Economic & Social Research Council, and University College London.
- Bellander T., M. Svartengren, N. Berglund, L. Staxler, och L. Järup (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, Department of Environmental Health, Karolinska Institutet.
- Bellander, T. (2007), Personlig kommunikation 2007-07-16.
- Berglund, B., T. Kihlman, W. Kropp, och E. Öhrström (2004), ”Soundscape Support to Health. Final Report Phase 1, Chalmers.
http://www.soundscape.nu/finalreport_sv.asp; Hämtad: 2007-12-07.
- Bickel, P., S. Schmid, och R. Friedrich (2002), ”Estimation of Environmental Costs of the Traffic Sector in Sweden”, IER, Stuttgart.
- Bickel, P., S. Schmid, J. Tervonen, K. Hämekoski, T. Otterström, P. Anton, R. Enei, G. Leone, P. van Donselaar, och H. Carnigchelt (2003), ”Environmental Marginal Cost Case Studies”, UNITE, Deliverable 11.
- Bickel, P och R. Friedrich (ed) (2005), “ExternE – Externalities of Energy Methodology 2005 Update”, EUR 21951, EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, ISBN 92-79-00423-9.
- Bickel, P. (2006), “Derivation of Fall-Back Values for Impact due to Noise”, Annex E to “HEATCO Deliverable 5, Proposal for Harmonised Guidelines”,
<http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/> ; Hämtad 2007-11-06.
- Bickel, P., och B. Droste-Franke (2006), ”Derivation of Fall-Back Values for Impact and Cost Factors for Airborn Pollutants”, Annex D to “HEATCO Deliverable 5, Proposal for Harmonised Guidelines”, <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/> ; Hämtad 2007-10-01.

- Bickel, P., R. Friedrich, A. Burgess, P. Fagiani, A. Hunt, G. De Jong, J. Laird, C. Lieb, G. Lindberg, P. Mackie, S. Navrud, T. Odgaard, A. Ricci, J. Shires och L. Tavasszy (2006), "HEATCO Deliverable 5, Proposal for Harmonised Guidelines", <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/> ; Hämtad 2007-09-19.
- Björketun, U. och J. Eriksson (2001), "Trafikarbete i tätort och på landsbygd", Rapport 473, VTI, Statens väg- och transportinstitut.
- Bohlin, K., L. Jacobson, B. Lindgren, C.-G. Löfdahl och B.-E. Skoogh (2002), "KOL och astma: De samhällsekonomiska kostnaderna". Pfizer Health Economic Working Paper 3.
- Bohm, P. (1996), "Samhällsekonomisk effektivitet", Kristianstads Boktryckeri AB, Kristianstad.
- Brännlund, R., och B. Kriström (1998), "Miljöekonomi", Studentlitteratur, Lund, Sverige.
- Carlsson, F. och P. Martinsson (2003), "Design Techniques for Stated Preference Methods in Health Economics", *Health Economics*, 12, 281-294.
- Carlsson, F., E. Lampi, och P. Martinsson (2004), "Measuring Marginal Values of Noise Disturbance from Air Traffic: Does the Time of Day Matter?", *Transportation Research Part D*, 9(5), 373-385.
- Coghlan, A. (2007), "Dying for some Quiet: The Truth about Noise Pollution", <http://www.aviatorlive.com/thread/578328-Noise+Kills:+Alarming+New+Evidence+From+The+World+Health+Organization.html> ; Hämtad 2007-09-13.
- Cropper, M. L. (2004), "Better Evaluation of Life-Saving Environmental Regulations", kapitel 25 i Morgenstern, R D och P R Portney (ed), *New Approaches of Energy and Environment: Policy Advice to the President*, Resources for the Future, Washington.
- De Kluizenaar, Y., W. Passchier-Vermeer, och H. Miedema (2001), "Adverse Effects of Noise Exposure to Health", report prepared for the EC Project UNITE by TNO PG, Leiden, NL.
- Dickie, M., och J. List (2006), "Economic Valuation of Health for Environmental Policy: Comparing Alternative Approaches", *Environmental & Resource Economics*, Vol. 34, No. 3.

- Drummond, M. F., B. O'Brien, G. L. Stoddart, och G.W. Torrance (1997), "Methods for the Economic Evaluation of Health Care Programmes, 2nd edition, Oxford Medical Publication, Oxford.
- EPA, Environmental Protection Agency (2003), "Techniques for Environmental Economic Valuation", Information sheet, 2003-03-28, Queensland Parks and Wildlife Service, Australien,
http://www.epa.qld.gov.au/publications/p00710aa.pdf/Techniques_for_environmental%20_economic_valuation.pdf ; Hämtat 2007-07-08.
- ExternE (2006), "Introduction", <http://www.externe.info/> ; Hämtad 2007-06-18.
- 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, och P. Bickel (ed) (2001), "Environmental External Costs of Transport", Springer Förlag, Heidelberg.
- Gafni, A. (2006), "Economic Evaluation of Health-Care Programmes: Is CEA Better than CBA?", in Dickie, M. och J. List (Ed.) "Economic Valuation of Health for Environmental Policy: Comparing Alternative Approaches", *Environmental & Resource Economics*, Vol. 34, Nr. 3. sid. 407-418.
- Hammar, H. (2006), "Konsekvenser för skogsindustrin vid ett eventuellt införande av en svensk kilometerskatt", Specialstudie nr 10, Konjunkturinstitutet.
- Hammar, T. (1974), "Trafikemissionens inverkan på villapriser", Statens Vägverk. Vägförvaltningen, Stockholms län, Mimeo.
- HEATCO (2006), "Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment", <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/> ; Hämtad 2007-07-11.
- Henriksson, M. och K. Burström (2006), "Kvalitetsjusterade levnadsår och EQ-5D – en introduktion", *Läkartidningen* Nr 21-22, Volym 103.
- Holland, M., och P. Watkiss (2002), "Benefit Table Database: Estimates of the Marginal External Cost of Air Pollution in Europe. BeTa Version E1.02a", Created for European Commission DG Environment by netcen.
<http://ec.europa.eu/environment/enveco/air/pdf/betaec02a.pdf> ; Hämtad 2007-11-27.
- Huhtala, A., och E. Samakovlis (2007), "Flows of Air Pollution, Ill Health and Welfare", *Environmental and Resource Economics*, 37(2), sid. 445-63.

- Hunt, A. (2006), "General Issues in Costing Analysis: Units of Account, Base Years, and Currency Conversion", Annex B to "HEATCO Deliverable 5, Proposal for Harmonised Guidelines", <http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/> ; Hämtad 2007-10-01.
- Hämekoski, K., J. Tervonen, T. Otterström, och P. Anton (2002), "Estimation of Marginal Environmental Emission Cost of Maritime Transport. Pilotstudy Based on the ExternE Methodology, Elektrowatt-Ekono, Jaako Pöyry Group, 8.5.2002.
- Jha, A. (2007), "Says WHO ... All that Noise is the Death of Us", <http://www.theage.com.au/news/world/says-who-8230-all-that-noise-is-the-death-of-us/2007/08/23/1187462434755.html> ; Hämtad 2007-10-24.
- Johansson, H. och M. Ek (2003), "Emissions from Transport in Sweden", Rapport nr 5E, TFK, Institutet för transportforskning.
- Johansson, C., A. Hadenius, P.-Å. Johnsson, och T. Jonsson (1999), "The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences. Part I: NO₂ and Particulate Matter in Stockholm, Concentrations and Population Exposure", Stockholm Environment and Health Protection Administration, Stockholm.
- Jones-Lee, M., G. Lommes, P. Rowlatte, M. Spackman, S. Jones (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.
- Kemikalieinspektionen (2006), "Fosfater i tvätt- och rengöringsmedel – förutsättningar för ett nationellt förbud och förslag på åtgärder", http://www.kemi.se/upload/Medier/Pressmeddelanden/Docs/Fosfatrapport_20061115.pdf ; Hämtad 2007-04-20.
- Kihlman, T., S. Wibe, och S.M. Johansson (1993), "Priset på tystnad, en enkätstudie om människors värdering av bullerdämpande åtgärder", I Bilaga 7, SOU 1993:65, Handlingsplan mot buller: Betänkande av Utredningen för en handlingsplan mot buller, Fritzes, Stockholm, Sverige.
- Konsumentverket (2006), "Bilar, bränsleförbrukning och vår miljö" http://www.konsumentverket.se/Documents/bock_bro_fold/branslebroschyr_2006.pdf ; Hämtad 2007-04-05.
- Kågesson, P. (1998), "Konkurrensen mellan transportslagen efter en internalisering av de externa kostnaderna", Rapport nr 1, Banverket.

- Leksell, I., och L. Löfgren (1995), ”Värdering av lokala luftföroreningseffekter. Hur värdera bilavgasernas hälsoeffekter i tätorter? KFB report 1995:5, Swedish Transport and Communications Research Board.
- Leksell, I. (1999), ”Ekonomisk värdering av luftföroreningar från trafiken. Del 1, Värdering av exponeringar samt sammanfattning”. Underlagsrapport till ASEK, SIKA.
- Leksell, I. (2000), ”Health Costs of Particle Emissions – Economic Valuation of Increased Mortality due to Exhaust Emissions of Fine Particles, Institutionen för fysisk resursteori, Göteborgs universitet, 2000.
- Lindblom, L. och S. O. Hansson (2004), ”Evaluating Workplace Inspections”, *Policy and Practice in Health and Safety*, 2(2):77-91.
- LU, Långtidutredningen (1999/2000), Bilaga 7.
- Miljömålportalen (2005a), ”Hälsofrågor”,
http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/overgripande_fragor/halsofragor.php ; Hämtad 2007-04-10.
- Miljömålportalen (2006a), ”Alla miljömål”
http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/alla_mal.php ;
Hämtad 2007-03-27.
- Miljömålportalen (2006b), ”15. God bebyggd miljö”
http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal15.php ;
Hämtad 2007-03-27.
- Miljömålportalen (2006c), ”Kommer miljömålen att nås?”
http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/alla_nat_mal.php ;
Hämtad 2007-03-30.
- Miljömålportalen (2006d), ”15. God bebyggd miljö – När vi delmålen?”
http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/delmal15.php ;
Hämtad 2007-04-02.
- Miljömålportalen (2006e), ”2. Frisk luft”
http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal2.php ;
Hämtad 2007-03-29.
- Miljömålportalen (2006f), ”2. Frisk luft – När vi miljökvalitetsmålet?”
http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/mal2.php ;
Hämtad: 2007-04-02.

- Miljömålsportalen (2006g), ”2. Frisk luft – När vi delmålen?
http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/delmal2.php ;
Hämtad: 2007-04-02.
- Miljömålsportalen (2006h), ”Storlagen fjällmiljö – När vi miljö kvalitetsmålet?
http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/mal14.php ;
Hämtad: 2007-04-02.
- Miljömålsportalen (2006i), ”Storlagen fjällmiljö – När vi delmålen?
http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/delmal14.php ;
Hämtad: 2007-04-02.
- Miljömålsportalen (2006j), ”Hav i balans samt levande kust och skärgård – När vi miljö kvalitetsmålet?”
http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/mal10.php ;
Hämtad: 2007-04-04.
- Miljömålsportalen (2006k), ”Hav i balans samt levande kust och skärgård – När vi delmålen?”
http://www.miljomal.nu/nar_vi_malen/miljomalen/delmal10.php ;
Hämtad: 2007-04-04.
- Miljömålsportalen (2006l), ”Bakgrund – varför miljö mål?”,
http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/bakgrund.php ;
Hämtad: 2007-08-16.
- Miljömålsportalen (2007), ”Miljömålansvariga myndigheter”,
http://miljomal.nu/vem_gor_vad/miljomalsansvariga.php ;
Hämtat 2007-04-16.
- Miljömålsrådet (2004), ”Miljömålen – allas vårt ansvar”, Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges 15 miljö mål, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Miljömålsrådet (2006a), ”Miljömålsrådets riktlinjer för underlag till den fördjupade utvärderingen av arbetet för att nå miljö kvalitetsmålen”,
http://www.miljomal.nu/vem_gor_vad/protokoll/2006/MMR_riktlinjer%200060118beslut.pdf ; Hämtad 2007-04-18.
- Miljömålsrådet (2006b), ”Miljömålen – miljö målen på köpet”, Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges 16 miljö mål, de Facto 2006, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Mills, N. L., H. Törnqvist, M. Gonzalez, E. Vink, S. D. Robinson, S. Söderberg, N. A. Boon, K. Donaldson, T. Sandström, A. Blomberg, och D. E. Newby (2007), ”Ischemic and Thrombotic Effects of Dilute Diesel-Exhaust Inhalation in Men with Coronary Heart Disease”, *The New England Journal of Medicine*, Vol. 357, No. 11.

- MISTRA, Stiftelsen för miljöstrategisk forskning (2003), "Ljudlandskap för bättre hälsa, Årsrapport 2003".
- MISTRA, Stiftelsen för miljöstrategisk forskning (2007), "Ljudlandskap för bättre hälsa – Kortfattad programbeskrivning",
http://www.soundscape.nu/program_kort_sv.asp ; Hämtad 2007-10-16.
- Nationalencyklopedin (2007), "Immission",
http://www.ne.se/jsp/search/search.jsp?h_search_mode=simple&h_advanced_search=false&t_word=immission ; Hämtad 2007-12-13.
- Naturvårdsverket (2003a), "Frisk luft – Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet", Rapport 5318.
- Naturvårdsverket (2003b), "Konsekvensanalys steg för steg –Handledning i samhälls-ekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket", Edita, Västra Aros.
- Naturvårdsverket (2004), "Ekonomiska konsekvensanalyser i myndigheternas miljöarbete – Förslag till förbättringar", Rapport 5398, Stockholm.
- Navrud, S. (2004), "The Economic Value of Noise within the European Union - A Review and Analysis of studies", Mimeo.
- Navrud, S., Y. Traedal, A. Longo, och A. Hunt (2005), "Economic Values for Key Impacts Valued in the State Preference Surveys", Deliverable 4, Draft, HEATCO Work Package 5, HEATCO (Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment).
- Nerhagen L., H. Johansson, och C. Andelius (2003), Marginalkostnadsberäkning av luftburna föroreningar från fordon – Problem med differentiering, interdependens och variabilitet", notat 35, VTI, Statens väg- och transportinstitut.
- Nerhagen L., och H. Johansson (2003), "Variations in the External Cost of Transport Air Pollution : the Case of Sweden", notat 36A, VTI, Statens väg- och transportinstitut.
- Nerhagen L., B. Forsberg, C. Johansson, och B. Lövenheim (2005), Luftföroreningarnas externa kostnader – Förslag på beräkningsmetod för trafiken utifrån granskning av ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige, VTI rapport 517.
- Nerhagen, L. (2007a), Personlig kommunikation, 2007-10-19, VTI, Statens väg- och transportinstitut.

- Nerhagen, L. (2007b), Personlig kommunikation, 2007-06-21, VTI, Statens väg- och transportinstitut.
- Nerhagen, L. (2007c), Personlig kommunikation, 2007-11-15, VTI, Statens väg- och transportinstitut.
- Nutek (2006), ”Gör en konsekvensanalys – Frågeunderlag för konsekvensanalys”, <http://www.nutek.se/sb/d/824/a/3540> ; Hämtad 2007-04-19.
- Näringsdepartementet (2001), ”Reglers effekter för små företag – Hur gör man en konsekvensanalys?”, Artikelnummer N2011:042.
- ORNL/RFF Oak Ridge National Laboratory/Resources for the Future (1994), External Costs and Benefits of Fuel Cycles: A Study by the US Department of Energy and the Commission of the European Communities, Tennessee: Oak Ridge.
- Otterström, T., K. Häme Koski, och P. Anton (2003), ” Estimation of Environmental Costs of Aircraft LTO Emissions – Pilot Study, Elektrowatt-Ekono, JaakoPöyry Group, 9.6.2003.
- Patient UK (2005), “Absolute Risk and Relative Risk”, <http://www.patient.co.uk/showdoc/27000849/> ; Hämtad 2007-11-13.
- Pope, CA III, M.J. Thun, M.M. Namboodiri, D.W. Dockery, J.S. Evans, F.E. Speizer, och Jr. C.W. Heath (1995), ”Particulate Air Pollution as Predictor of Mortality in a Prospective Study of US Adults, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151: 669-674.
- Ramsberg, J. A. L., och L. Sjöberg (1997), ”The Cost-Effectiveness of Lifesaving Interventions in Sweden”, *Risk Analysis*, vol 17, s 467-478.
- Ramsberg, J. (2004), “Kostnadseffektmått QALY:s”, Referat från ordförandekonferens för de medicinska sektorsråden 2004-03-31.
- Ready, R., S. Navrud, B. Day, R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks och X. Vazquez Rodriques (2004), “Benefit Transfers in Europe: How Reliable are Transfers between Countries?”, *Environmental and Resource Economics* 29 (1), sid. 67-82..
- Regeringens proposition (2000/01:130), *Svenska miljömål- delmål och åtgärdsstrategier*.
- Regeringens proposition (2004/05:150), *Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag*.

- Rosenberger, R.S., och J.B. Loomis, (2003), "Benefit Transfer", Chapter 12 i P.A. Champ, K.J. Boyle, och T.C. Brown (Ed.), "*A Primer on Nonmarket Valuation*", Dordrecht, Nederländerna: Kluwer Academic Publishers.
- Samakovlis, E., A. Huhtala, T. Bellander och M. Svartengren (2005), "Valuing Health Effects of Air Pollution - Focus on Concentration-Response Functions", *Journal of Urban Economics*, 58 (2).
- Samakovlis, E., och L. Svensson (2004), "Värdering av hälsoeffekter från luftföroreningar", Miljöräkenskaper, Rapport 2004:2, Konjunkturinstitutet.
- Samakovlis E., och M. Vredin Johansson (2005), "Samhällsekonomiskt underlag till miljöpolitiken: Brister och förbättringar", *Ekonomisk Debatt* nr 7.
- Samakovlis, E. och M. Vredin Johansson (2007), "En utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen", Specialstudie No 12, 2007, Konjunkturinstitutet.
- SFS (1995:1322), *Verksförordning (1995:1322)*.
- SFS (1998:808), *Miljöbalk (1998:808)*.
- SFS (1998:1820), *Förordning (1998:1820) om särskild konsekvensanalys av regleras effekter för små företags villkor*.
- SFS (2001:527), *Förordning (2001:527) om miljö kvalitetsnormer för utombusluft*.
- Shechter, M. (1995), "Valuing the Environment", kap. 8 I Folmer, H., H.L. Gabel, och H. Opschoor, (ed), *Principles of Environmental and Resource Economics: A Guide for Students and Decision.Makers*, Aldershot, UK: Edward Elgar Publishing.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (1999), "Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet – ASEK", Rapport 1999:6.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2000), "Marginalkostnader inom järnvägssektorn. Banverket. Underlag", Rapport 2000:10.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2001), "Trafikens externa effekter", PM 2001:7.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2002a), "Översyn av samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden på transportområdet", Rapport 2002:4.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2002b), "Luftföroreningar", Rapport 2002:12.

- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2003), "Trafikens externa effekter - Uppföljning och utveckling 2002 - Bilagor, PM 2003:1.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2004), "Vägtrafikens externa effekter: Uppföljning och utveckling 2003", Rapport 2004:4.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2005a), "Den samhällsekonomiska kalkylen – En introduktion för den nyfikne", http://www.sika-institute.se/Doclib/Import/104/sr_2005_5.pdf ; Hämtad 2007-04-19.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2005b), "Kan trafikbullerpolitiken göras mer effektiv?", PM 2005:11.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2005c), "Arbetet med att utveckla värdering för trafikens avgasutsläpp", PM 2005:9.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2005d), "Kalkylvärden och kalkylmetoder (ASEK). Verksgruppens rekommendationer", PM 2005:16.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2005e), "Förslag till reviderade värderingar av trafikens utsläpp till luft", PM 2005:10.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2005f), "Trafikens externa effekter – En sammanställning av analys av de senaste årens utvecklingsarbetet", PM 2005:3.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2005g), "Uppföljning av det transportpolitiska målet och dess delmål", Rapport 2005:1.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2006), "Trafikensexterna effekter 2005", PM 2006:1.
- SIKA, Statens institut för kommunikationsanalys (2007), "Vägtrafikens externa effekter 2006", PM 2007:1.
- Socialstyrelsen (2001), "Miljöhälsorapport 2001", Modin Tryck, Stockholm.
- Socialstyrelsen (2003a), "Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet – Människors hälsa i miljö kvalitetsmålen", Socialstyrelsen.
- Socialstyrelsen (2003b), "Människors hälsa i miljö kvalitetsmålen", Stockholm.
- Socialstyrelsen (2005), "Miljöhälsorapport 2005", Edita Norstedts Tryckeri, Stockholm.

- Socialstyrelsen (2006), "Miljömålen",
<http://www.socialstyrelsen.se/halsoskydd/specnavigation/Omraden/miljomal/index.htm> ; Hämtad 2007-03-26.
- Sougel, N. (1994), "Evaluation monetaire des atteintes a l'environnement: Une etude hedoniste et contingente sur l'impact des transports, Imprimerie de L'evolve SA Neuchatel.
- SOU (2000:52), "Framtidens miljö – Allas vårt ansvar". Betänkande från miljömålskommittén, Stockholm, Fritzes.
- SOU (2005:55), "Byggnadsmiljöutredningen, Bättre inomhusmiljö",
<http://www.regeringen.se/content/1/c6/04/57/34/ddb01735.pdf> ; Hämtad 2007-08-20.
- Soutukorva, Å. (2005), "Kvalitetskriterier för ekonomiska miljövärderingsstudier", Naturvårdsverket, CM Digitaltryck AB, Stockholm.
- Söderholm, P., och H. Hammar (2005), "Kostnadseffektiva styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken? Metodologiska frågeställningar och empiriska tillämpningar", Konjunkturinstitutet.
- UNITE (2007), "UNIfication of accounts and marginal costs for Transport Efficiency", <http://www.its.leeds.ac.uk/projects/unite/> ; Hämtat 2007-09-03.
- Vermoote, S., och I. De Nocker (2003), Valuation of Environmental Impacts of Acidification and Eutrophication Based on the Standard Price Approach, VITO NV – Integral Environmental Studies.
- VTI, Statens väg- och transportforskningsinstitut (2005a), "Marginalkostnadstemat", http://www.transportforum.se/templates/Project____4587.aspx ; Hämtat 2007-08-31.
- VTI, Statens väg- och transportforskningsinstitut (2005b), "Trafikens samhällsekonomiska marginalkostnader", http://www.transportforum.se/templates/Project____4588.aspx ; Hämtat 2007-08-31.
- WHO, World Health Organization (2003), "Technical Meeting on Exposure-Response Relationships of Noise on Health", Meeting Report, Bonn, Tyskland.
- WHO, World Health Organization (2007a), "New Country-by-Country Data Show in Detail the Impact of Environmental Factors on Health", <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2007/pr30/en/index.html> ; Hämtad 2007-08-15.

- WHO, World Health Organization (2007b), "Country Profiles of Environmental Burden of Disease - Sweden",
http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/national/countryprofile/sweden.pdf ; Hämtad 2007-08-15.
- Wibe, S. (1997), "Efterfrågan på tyst boende", A4 1997, Bygghälsorådet, Stockholm, Sverige.
- Wilhelmsson, M. (1997), "Trafikbuller och fastighetsvärden – En hedonisk prisstudie", Meddelande 5:45, Division of Building and real Estate Economics, Royal Institute of Technology; Stockholm, Sverige.
- Yngveson, A. och Pershagen, G. (1999), "Luftföroreningar i tätorter och hälsorisker hos barn", IMM-rapport 1/99, Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet.
- Ögren, M. (2007), Personlig kommunikation, 2007-11-14, VTI, Statens väg- och transportinstitut.
- Öhrström, E. (2003), "Hälsöfrämjande ljudmiljöer för bostäder – Kriterier och krav", i Ljudlandskap för bättre hälsa, Årsrapport 2003, Stiftelsen för miljöstrategisk forskning, MISTRA.
- Östblom, G., och E. Samakovlis (2007), "Costs of Climate Policy when Pollution Affects Health and Labour Productivity - A General Equilibrium Analysis Applied to Sweden", kommer att publiceras i Climate Policy.
- Östblom, G., och Berg, C. (2006), "An Environmental Medium Term Economic Model - EMEC", Working Paper No. 96, Konjunkturinstitutet.
- Östblom, G. (2003), "Samhällsekonomiska konsekvenser för Sverige av begränsad handel med utsläppsrätter enligt EU:s direktiv", Konjunkturinstitutet & SCB, Miljöräkenskapsrapport 2003:1.
- Östblom, G. (2007), "Nitrogen and Sulphur Outcomes of a Carbon Emissions Target Excluding Traded Allowances - An Input - Output Analysis of the Swedish Case", Working Paper no 101, Konjunkturinstitutet.

Titlar i serien Specialstudier

Nr	Författare	Titel	År
1	Konjunkturinstitutet	Penningpolitiken	2002
2	Konjunkturinstitutet	Egnahemsposten i konsumentprisindex – En granskning av KPI-utredningens förslag	2002
3	Elofsson, Katarina och Ing-Marie Gren	Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön – en utvärdering	2003
4	Gren, Ing-Marie and Lisa Svensson	Ecosystems, Sustainability and Growth for Sweden during 1991-2001	2004
5	Bergvall, Anders	Utvärdering av Konjunkturinstitutets prognoser	2005
6	Konjunkturinstitutet	Produktivitet och löner till 2015	2005
7	Öberg, Ann	Samhällsekonomiska effekter av skattelättnader för hushållsnära tjänster	2005
8	Söderholm, Patrik och Henrik Hammar	Kostnadseffektiva styrmedel i den svenska klimat- och energipolitiken	2005
9	Öberg, Ann och Joakim Hussénus	Marginell utbytesgrad – ett mått på drivkrafterna för arbete	2006
10	Hammar, Henrik	Konsekvenser för skogsindustrin vid ett eventuellt införande av en svensk kilometerskatt	2006
11	Lundborg, Per, Juhana Vartiainen och Göran Zettergren	Den svenska jämviktsarbetslösheten: En översikt av kunskapsläget	2007
12	Samakovlis, Eva och Maria Vredin Johansson	En utvärdering av kostnadseffektiviteten i klimatinvesteringsprogrammen	2007
13	Forslund, Johanna, Per-Olov Marklund och Eva Samakovlis	Samhällsekonomiska värderingar av luft- och bullerrelaterade hälsoproblem	2007
14	Sjöström, Magnus	Monetär värdering av biologisk mångfald. En sammanställning av metoder och erfarenheter	2007