


Miljöpolitik på samhällsekonomisk grund

En fallstudie om styrmedlet miljökvalitetsnormer för partiklar och kvävedioxid

Roger Pyddoke
Lena Nerhagen

<p>Utgivare:</p>  <p>581 95 Linköping</p>	<p>Publikation: VTI rapport 690</p>		
<p>Författare: Roger Pyddoke och Lena Nerhagen</p>	<p>Utgivningsår: 2010</p>	<p>Projektnummer: 92340</p>	<p>Dnr: 2008/0475-21</p>
<p>Projektnamn: Miljöpolitik och transportsektorn – dynamiska effekter och osäkerhet i beslutsfattandet</p>			
<p>Uppdragsgivare: VINNOVA</p>			
<p>Titel: Miljöpolitik på samhällsekonomisk grund En fallstudie om styrmedlet miljö kvalitetsnormer för partiklar och kvävedioxid</p>			
<p>Referat (bakgrund, syfte, metod, resultat) max 200 ord:</p> <p>I denna studie undersöks om samhällsekonomisk analys och kvantifierade underlag använts vid utformning och tillämpning av miljö kvalitetsnormerna för kvävedioxid och partiklar i luft. Ett sådant beslutsunderlag är vanligt i transportsektorn medan ett antal studier konstaterat att det saknas för beslut om mål och styrmedel i miljöpolitiken i Sverige och i andra länder. Studierna har argumenterat för att ett sådant beslutsunderlag skulle kunna bidra till en mer samhällsekonomisk effektiv styrmedels- och åtgärdsutformning. Detta är också aspekter som framfördes som viktiga i miljömålspropositionen och för vars genomförande Naturvårdsverket hade ett utpekat ansvar.</p> <p>Miljö kvalitetsnormerna har lett till en mängd olika aktiviteter på olika nivåer i samhället. Det handlar om forskning om problemen med dessa föroreningar och hur de kan åtgärdas, utformning och genomförande av mätningar samt analys och genomförande av åtgärder för att minska halter. Normerna har däremot ännu så länge inte i någon större utsträckning lett till att åtgärder genomförts eller bidragit till förändrat beteende som lett till att utsläppshalterna minskats. De åtgärder som har föreslagits i åtgärdsprogrammen har framförallt varit sådana som motiveras av andra skäl, varför den samhällsekonomiska anpassningskostnaden ännu är liten. Det finns dock en risk att fokuseringen på gränsvärden lett till att åtgärder genomförts som har en begränsad effekt på människors hälsa.</p> <p>Slutsatsen av denna studie är att kvantifierade samhällsekonomiska beslutsunderlag i stort sett är och har varit frånvarande vid utformningen av svensk politik för lokal luftkvalitet. Därför uppmärksammas inte beslutsfattare på de potentiella konflikter mellan minskade halter av föroreningar och andra samhällsmål, och inte heller på de eventuella synergier som finns där en viss åtgärd eller ett visst styrmedel kan få effekter på flera samhällsmål. Kvantifierade samhällsekonomiska analyser tillämpas i transportsektorn bland annat av den anledningen att samhällsbeslut så gott som alltid innebär konflikter mellan olika välfärdseffekter och att avvägningar därför krävs. Samma problem uppstår också för åtgärder och utformning av styrmedel på miljöområdet och det är därför bekymmersamt att metoder för systematisk analys inte används regelbundet.</p>			
<p>Nyckelord: miljö kvalitetsnormer, kvävedioxid, partiklar, åtgärder, samhällsekonomi</p>			
<p>ISSN: 0347-6030</p>	<p>Språk: Svenska</p>	<p>Antal sidor: 70 + 3 bilagor</p>	

Publisher:  SE-581 95 Linköping Sweden	Publication: VTI rapport 690		
	Published: 2010	Project code: 92340	Dnr: 2008/0475-21
	Project: Environmental policy and the transport sector		
Author: Roger Pyddoke and Lena Nerhagen		Sponsor: VINNOVA	
Title: Environmental policy based on economic efficiency The case of policy instrument choice for air quality standards for nitrodioxide and particles			
Abstract (background, aim, method, result) max 200 words: <p>The purpose of the present project is to examine whether or not economic analysis and quantified assessments have been part of the information used when designing and implementing these environmental quality standards for nitrodioxid and particles in air. Such assessments are regularly used in the transport sector in Sweden but several studies in Sweden and abroad have found that this is not the case for environmental policies. Most of these studies argue that this type of information is important for an efficient design of policy instruments and abatement measures. Efficient policy design was also considered an important part in the new environmental policy and the Swedish EPA was commissioned to develop methods of integrating costs of environmental impacts into economic and social decision-making models but also to investigate the possibility to use economic policy instruments.</p> <p>A finding in this study is that the Environmental quality standards have resulted in a number of activities at different levels of society. At the municipality level measurements of air quality are undertaken and information on these levels is provided to the public, while the Swedish EPA develops regulations and also makes assessments and decides on research programmes. The impact of the standards on air quality and societal costs however has so far been limited since few of the abatement measures presented in the action programmes have been implemented and these are to some extent introduced for other reasons than air quality. There is however a risk that the Environmental quality standards have resulted in abatement measures which have had a minor impact on human health.</p> <p>The conclusion is that socioeconomic analysis and quantified assessments are and have been lacking in the decision making regarding environmental policies for improved air quality in Sweden. Therefore policy makers are not notified about possible conflicts between improvements in air quality and other objectives in society and neither are they notified about possible synergies between different abatement measures. Quantified economic analysis is used in the transport sector partly for the reason of assessing trade-offs and possible conflicts between different policy objectives. This is also likely to be an important aspect to consider in the design of environmental policies and it is therefore troublesome that this kind of a systematic approach to evaluation is not used on a regular basis.</p>			
Keywords: air quality standard, nitrodioxide, particles, policy instrument and economic efficiency			
ISSN: 0347-6030	Language: Swedish	No. of pages: 70 + 3 Appendicies	

Förord

Under 1999 skedde två viktiga reformer av svensk miljöpolitik. Riksdagen tog då beslut om miljömål med det övergripande målet att ”till nästa generation kunna lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen i Sverige är lösta” och om miljöbalken som bland annat syftar till att genomföra EG-direktiv om luftkvalitet genom introduktion av miljö-kvalitetsnormer. Detta är ett styrmedel som under senare år fått stor betydelse för diskussionen om behovet av åtgärder inom vägtransportsektorn i och med att miljö-kvalitetsnormernas gränsvärden för de föroreningar som behandlas i denna rapport överskrids.

Denna rapport är en kartläggning av beslutsfattandet om detta styrmedel och i vilken mån samhällsekonomisk analys använts. Rapporten innehåller en bred beskrivning av miljöproblemet, lagstiftning, beslutsunderlag som tagits fram inför olika beslut, utredningar om effekter av de åtgärder som styrmedlet föranlett och slutligen en beskrivning av vilka insikter samhällsekonomiska analyser kan ge. De som arbetat med rapporten är nationalekonomer och denna bredd har varit möjlig genom att de har kompletterande bakgrunder. Medan Roger Pyddoke har erfarenhet av statsförvaltning och användning av samhällsekonomiska analyser i politiska beslutsprocesser har Lena Nerhagen arbetat med utformning av styrmedel och att beräkna dessa luftföroreningars hälsokostnader och därmed skaffat sig kunskap om miljöproblemet. Det finns dock alltid problem med denna typ av analyser som innefattar flera ämnesområden och arbetet har därför granskats extra noga.

Det är många som hjälpt oss under arbetets gång och som vi vill tacka. Helena Sabelström vid Naturvårdsverket bidrog med flera klargörande samtal och vägledning till Naturvårdsverkets utredningar. Många tjänstemän vid länsstyrelser och kommuner har vänligt hjälpt oss med minnesbilder, uppgifter och underlag för beskrivningarna av åtgärdsprogrammen. Per Kågeson och Björn Carlén har läst och granskat rapporten inför ett internt seminarium i juni där de, och övriga deltagare, bidrog till en klargörande och stimulerande diskussion. Vi vill också tacka Vinnova som finansierat projektet. Eventuella kvarvarande fel och brister är författarnas ansvar.

Stockholm september 2010

Lena Nerhagen

Kvalitetsgranskning

Granskningsseminarium genomfördes den 10 juni 2010 där Björn Carlén var lektor. Kommentarer lämnades även av Per Kågeson och övriga deltagare vid seminariet. Lena Nerhagen har därefter genomfört justeringar av slutligt rapportmanus. Projektledarens chef Gunnar Lindberg har därefter granskat och godkänt publikationen för publicering den 24 september 2010.

Quality review

Review seminar was carried out on June 10, 2010 where Björn Carlén reviewed and commented on the report. Comments have also been received from Per Kågeson and other participants at the seminar. Lena Nerhagen has made alterations to the final manuscript of the report. The research director of the project manager Gunnar Lindberg examined and approved the report for publication on September 24, 2010.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary	7
1 Introduktion	9
1.1 Bakgrund och syfte	9
1.2 Rapportens utformning och innehåll	11
1.3 Miljöpolitik och styrmedlet miljö kvalitetsnormer	12
2 Samhällsekonomisk analys och styrmedlet miljö kvalitetsnorm	15
2.1 Samhällsekonomiska kalkyler och kostnadseffektivitetsanalyser	15
2.2 Miljö kvalitetsnormer för luft som styrmedel	19
2.3 Incitament för att styra mot miljömål och för att använda samarbetsekonomisk information	21
3 Kunskapsläget beträffande partiklar och kvävedioxidens hälsoeffekter ...	24
3.1 Emissioner och halter	24
3.2 Hälsoeffekter, gränsvärden och kvantifiering	27
4 Miljö kvalitetsnormer – kartläggning av beslutsfattande, beslutsunderlag och effekter	31
4.1 Beslutsfattare	31
4.2 Beslutsunderlag vid införande av miljö kvalitetsnormerna	32
4.3 Beslutsunderlag och effekter av fastlagda åtgärdsprogram	34
4.4 Vägverkets analys av åtgärder	40
4.5 Undersökningar av miljö kvalitetsnormerna som styrmedel	42
4.6 Andra aktiviteter föranledda av miljö kvalitetsnormerna	44
4.7 Slutsatser av kartläggningen	46
5 Processer för utveckling av samhällsekonomisk metod och uppföljning av styrmedel – en diskussion	49
5.1 Formella och informella krav på samhällsekonomiskt beslutsunderlag på miljö- och transportområdet	49
5.2 Arbetet med samhällsekonomisk analys i transportsektorn	51
5.3 En process för systematiskt arbete med utveckling av beslutsunderlag	52
5.4 Organisation och ansvar i miljöpolitiken – en diskussion	54
5.5 Slutsatser	56
6 Sammanfattande diskussion och förslag till fortsatt utveckling och forskning	58
6.1 Insikter som kan nås genom samhällsekonomisk analys	58
6.2 Kvantifierade samhällsekonomiska analyser saknas	59
6.3 Orsaker till frånvaro av samhällsekonomiska analyser	60
6.4 Utvecklings- och forskningsimplikationer	61
Referenser	64
Bilaga 1: Insikter från samhällsekonomisk analys gällande styrmedelsutformning – exemplet partiklar	
Bilaga 2: Kommunernas mätning och uppföljning	
Bilaga 3: Svensk forskning om emissioner, luftkvalitet och hälsa	

Miljöpolitik på samhällsekonomisk grund – En fallstudie om styrmedlet miljö kvalitetsnormer för partiklar och kvävedioxid

av Lena Nerhagen och Roger Pyddoke

VTI

581 95 Linköping

Sammanfattning

Under 1999 genomfördes två viktiga reformer i svensk miljöpolitik. Riksdagen tog beslut om miljömål med det övergripande målet att ”till nästa generation kunna lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen i Sverige är lösta” och om miljöbalken som bland annat syftar till att genomföra EG-direktiv om luftkvalitet genom introduktion av miljö kvalitetsnormer. Normer är ett styrmedel som under senare år fått stor betydelse för diskussionen om behovet av åtgärder inom vägtransportsektorn i och med att miljö kvalitetsnormernas gränsvärden för kvävedioxid och partiklar överskrids.

I denna studie undersöks om samhällsekonomisk analys och kvantifierade underlag använts vid utformning och tillämpning av miljö kvalitetsnormerna. Ett sådant beslutsunderlag är vanligt i transportsektorn medan ett antal studier konstaterat att det saknas för beslut om mål och styrmedel i miljöpolitiken i Sverige och i andra länder. Studierna har argumenterat för att ett sådant beslutsunderlag skulle kunna bidra till en mer samhällsekonomiskt effektiv styrmedels- och åtgärdsutformning. Detta är också aspekter som framfördes som viktiga i miljömålspropositionen och för vars genomförande Naturvårdsverket hade ett utpekad ansvar.

I inledningen av rapporten diskuteras vilket värde det finns av att genomföra samhällsekonomiska analyser. Inledningsvis diskuteras att beslutsunderlag som samhällsekonomiska kalkyler och kostnadseffektivitetsanalyser har ett värde genom att de bidrar till att klargöra miljöproblemet omfattning. Utöver det kan de användas för att analysera ett styrmedels funktion och vilka incitament det ger till minskade utsläpp. Det finns även lärdomar att hämta från ekonomisk teori när det gäller utvecklandet av processer som ger incitament till framtagande av kvantifierade beslutsunderlag som kan användas för att analysera styrmedels och åtgärders effektivitet ur samhällsekonomisk synvinkel.

En slutsats av vår genomgång är att Sveriges utformning av miljö kvalitetsnormerna inte baseras på kvantifierat samhällsekonomiskt beslutsunderlag. Detta trots att Sverige har antagit gränsvärden och tillämpar dem på ett sätt som innebär strängare krav än vad EG-direktivet kräver. Sedan miljö kvalitetsnormerna infördes har det även framkommit ny kunskap om dessa föroreningars hälsopåverkan men detta har, enligt de rapporter som analyserats, inte resulterat i överväganden om gränsvärdena är samhällsekonomiskt motiverade eller om ändrade gränsvärden skulle kunna motiveras. Inte heller de åtgärdsprogram som utarbetats för områden där miljö kvalitetsnormerna överskrids innehåller kvantifierade underlag om hälsopåverkan och vilka åtgärder som är kostnadseffektiva. Detta trots att kostnadseffektiva åtgärder är ett uttalat krav i Miljöbalken och de instruktioner som ges av Naturvårdsverket.

Frånvaron av kvantifierat samhällsekonomiskt beslutsunderlag verkar ha flera förklaringar. En finns redan i miljömålspropositionen eftersom det där anges att målet för luftkvalitet innebär att lägsta risknivåer inte får överskridas samtidigt som det anges att analyser av vilka konsekvenser olika styrmedel får för samhället ska genomföras. Att sätta stränga målnivåer innebär i praktiken att avvägningar riskerar att inte bli gjorda. Miljöbalken var inte heller tydlig i hur miljö kvalitetsnormernas gränsvärden skulle

tillämpas och Naturvårdsverket gjorde därför tidigt en stoppregelstolkning, innebärande att nya aktiviteter som kunde bidra till att normerna överskreds skulle stoppas. Även denna tolkning medförde att incitamenten till att göra avvägningar av olika konsekvenser minskade.

Det verkar dock även finnas ytterligare orsaker till att dessa analyser inte genomförs. Trots att Naturvårdsverket har ansvar för att studera olika styrmedels funktion, samt att föreslå nya, har man i utvärderingen av miljökvalitetsnormerna i princip enbart anlitat juridisk kompetens. För åtgärdsprogrammen har länsstyrelser och kommuner främst anlitat naturvetare och trafikplanerare för arbetet med att producera underlagen. Inte heller Vägverket, som har etablerade metoder för att genomföra samhällsekonomiska analyser, har tillämpat den kunskap man besitter om utvärdering på åtgärder för ökad luftkvalitet. En hypotes är därför att frånvaron av samhällsekonomisk analys kan förklaras av att de som handlägger dessa frågor inte har kunskap om vilka insikter som en kvantifierad samhällsekonomisk analys kan ge och att den därmed inte heller efterfrågas. I rapporten förs därför en fördjupad diskussion, baserad på erfarenheter från transportsektorn, om hur processer kan utformas som leder fram till ökad användning av kvantifierade samhällsekonomiska underlag även på miljöområdet. En viktig del i detta är formaliserade krav på framtagande och redovisning av vetenskapligt underlag men även ökad användning av extern granskning av de styrmedels- och åtgärdsförslag som Naturvårdsverket presenterar.

Miljökvalitetsnormerna har lett till en mängd olika aktiviteter på olika nivåer i samhället. Det handlar om mätningar och hur de ska utformas, om analys av åtgärder för att minska halter och om forskning om problemen med dessa föroreningar och hur de kan åtgärdas. Miljökvalitetsnormerna har däremot ännu så länge inte i någon större utsträckning lett till att åtgärder genomförts eller bidragit till förändrat beteende som lett till att utsläppshalterna minskats. De åtgärder som har föreslagits i åtgärdsprogrammen har framförallt varit sådana som motiveras av andra skäl, varför den samhällsekonomiska anpassningskostnaden ännu är liten. Det finns dock en risk att fokuseringen på gränsvärden lett till att åtgärder genomförts som har en begränsad effekt på människors hälsa.

Slutsatsen av denna studie är att kvantifierade samhällsekonomiska beslutsunderlag i stort sett är och har varit frånvarande vid utformningen av svensk politik för lokal luftkvalitet. Därför uppmärksammas inte beslutsfattare på de potentiella konflikter mellan minskade halter av föroreningar och andra samhällsmål, och inte heller på de eventuella synergier som finns där en viss åtgärd eller ett visst styrmedel kan få effekter på flera samhällsmål. Kvantifierade samhällsekonomiska analyser tillämpas i transportsektorn bland annat av den anledningen att samhällsbeslut så gott som alltid innebär konflikter mellan olika välfärdseffekter och att avvägningar därför krävs. Samma problem uppstår också för åtgärder och utformning av styrmedel på miljöområdet och det är därför bekymmersamt att metoder för systematisk analys inte används regelbundet.

Environmental policy based on economic efficiency – the case of policy instrument choice for air quality standards for nitro dioxide and particles

by Lena Nerhagen and Roger Pyddoke

VTI (Swedish National Road and Transport Research Institute)

SE-581 95 Linköping Sweden

Summary

In 1999 two important reforms in Swedish environmental policy took place. The Swedish Parliament adopted environmental objectives that are to guide Sweden towards the overarching objective of, within one generation, having solved the major environmental problems currently facing us. The Parliament also adopted a new Environmental Code in which a new policy instrument was introduced, the Environmental quality standards. The latter was a mean to the end of answering to the requirements a number of European Community directives. These standards are imposed to reduce the environmental impact of diffuse emission sources, such as road traffic. In recent years this policy instrument has resulted in a discussion about the need for emission reductions in the transport sector since the limit values for nitrogen dioxide and particulate matter are exceeded in some larger cities in Sweden.

The purpose of the present project is to examine whether or not economic analysis and quantified assessments have been part of the information used when designing and implementing these environmental quality standards. Such assessments are regularly used in the transport sector in Sweden but several studies in Sweden and abroad have found that this is not the case for environmental policies. Most of these studies argue that this type of information is important for an efficient design of policy instruments and abatement measures. Efficient policy design was also considered an important part in the new environmental policy and the Swedish EPA was commissioned to develop methods of integrating costs of environmental impacts into economic and social decision-making models but also to investigate the possibility to use economic policy instruments.

In the beginning of the report we provide a theoretical discussion about the value of doing socioeconomic analysis. It is argued that structured and quantified assessments such as cost-benefit or cost-efficiency analysis can help to clarify the extent of the environmental problem and the efficiency of a policy instruments and their impact on the community. There are also lessons to be learnt from economic theory on how different types of incentives in an organization can influence the information process in public agencies. Economic reasoning also provides a basis for a discussion about possible reasons for why this type of information may not have been used on a regular basis.

The main conclusion from this report is that neither the current design of these environmental quality standards nor the policy instruments chosen have been based on quantified economic assessments. This is so even though Sweden for the emissions considered in this report has adopted limit values that are more far reaching than those stated in EC directives. Moreover, although new evidence regarding the harmfulness of these pollutants has emerged, no adaptations to the original limit values have been undertaken. Nor are the action programmes, which have been implemented in cities where the environmental quality standard (or standards) is exceeded, based on these types of assessments. This is so even though it is a requirement stated in the

Environmental Code, but also in the information provided to the local authority by the Swedish EPA.

There appears to be several reasons for the lack of economic information and quantified assessment in the decision process. One is introduced already in the government bill which, regarding air quality, states that the objective that low risk levels for human health of emissions in air are not to be exceeded, while at the same time stating that evaluations of the consequences on overall society from different policy measures needs to be done. In practice, the introduction of these strict limit values appears to have reduced the incentives to evaluate the trade-offs between these and other goals in society. There was also room for interpretation of the actual meaning of the Code concerning the environmental quality standards where the Swedish EPA made the interpretation that these were strict values that could not be exceeded (a stop rule). The strict interpretation of the Code also seems to have reduced the incentives to undertake more thorough evaluations.

There are however additional reasons for why these analyses are not carried out. One is that evaluations of the policy instrument have only been done by legal expertise while the action programmes have mainly been produced by persons with a background in environmental sciences or transport planning. Not even the National Road Administration, that has a long tradition of cost benefit analysis, has used cost benefit analysis in the area of air quality evaluation regarding road transport. A hypothesis is therefore that this information is not used because the public officials involved in the evaluation do not know the insights potential of cost benefit analysis and hence it is not demanded. We therefore give suggestions, based on lessons from the transport sector, on how requirements on the decision processes can help to encourage the use of this type of information also in the field of environmental policy. Important aspects in this type of process are formalized requirements on information based on scientific evidence but also on more evaluations done by third parties of the assessments underlying the policy proposals of Swedish EPA.

Another finding in the study is that the Environmental quality standards have resulted in a great number of activities at different levels of society. At the municipality level measurements of air quality are undertaken and information on these levels is provided to the public, while the Swedish EPA develops regulations and also makes assessments and decides on research programmes. The impact of the standards on air quality and societal costs however has so far been limited since few of the abatement measures presented in the action programmes have been implemented and these are to some extent introduced for other reasons than air quality. There is however a risk that the Environmental quality standards have resulted in abatement measures which have had a minor impact on human health.

The conclusion from this study is that socioeconomic analysis and quantified assessments are and have been lacking in the decision making regarding environmental policies for improved air quality in Sweden. Therefore policy makers are not notified about possible conflicts between improvements in air quality and other objectives in society and neither are they notified about possible synergies between different abatement measures. Quantified economic analysis is used in the transport sector partly for the reason of assessing trade-offs and possible conflicts between different policy objectives. This is also likely to be an important aspect to consider in the design of environmental policies and it is therefore troublesome that this kind of a systematic approach to evaluation is not used on a regular basis.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund och syfte

Under 1999 genomfördes två viktiga reformer i svensk miljöpolitik. Riksdagen tog beslut om miljömål med det övergripande målet att ”till nästa generation kunna lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen i Sverige är lösta” och om miljöbalken som bl.a. syftar till att genomföra EG-direktiv om luftkvalitet genom introduktion av miljökvalitetsnormer. Ett EG-direktiv är ett ramverk som ska genomföras i svensk lagstiftning och det finns möjligheter till olika tolkningar av innebörden av detta ramverk och hur det ska tillämpas. Sverige har valt att använda miljökvalitetsnormerna som ett styrmedel för att genomföra direktiven om luftkvalitet. Vi har studerat detta genomförande och om kvantifierat samhällsekonomiskt beslutsunderlag använts som underlag för svenska beslut samt hur den svenska lagstiftningen fungerat. En gräns för vår analys av dokumentation har därför dragits vid EG-direktivens införande i svensk rätt i slutet av 1990-talet. En analys av processen som lett fram till direktiven om luftkvalitet eller lagstiftningen som föregick miljöbalken har därför inte gjorts.

Transportsektorn har en viktig roll att spela i arbetet med att nå miljömålen och i den transportpolitiska propositionen skrivs (prop. 2008/09:93, sid. 52): ”Transportsektorn bidrar till att övriga miljö kvalitetsmål nås och till minskad ohälsa. Prioritet ges till de miljöpolitiska delmål där transportsystemets utveckling är av stor betydelse för möjligheterna att nå uppsatta mål”. Eftersom Vägverket var en s.k. sektorsmyndighet i miljömålsarbetet utarbetade de en strategi för luftkvalitet där de bl.a. konstaterar att ”åtgärder är i första hand inriktade mot att få ned utsläppen av kvävedioxid och halterna av farliga partiklar” (Vägverket, 2007b). Betydelsen framgår också av att regeringen i regleringsbrevet till Vägverket 2009 slog fast att: ”Målet är att halter av koloxid, kvävedioxid, svaveldioxid, sot och partiklar i tätorter ska ligga under gränsvärden och fastställda miljö kvalitetsnormer”. Miljö kvalitetsnormerna har därmed under senare år fått stor betydelse för diskussionen om behovet av åtgärder inom vägtransportsektorn eftersom de gränsvärden som finns för kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) överskrids i ett antal tätorter¹.

För kvävedioxid innebär de svenska miljö kvalitetsnormernas gränsvärden krav som går utöver de som direktivet anger. Ett skäl är att det fanns svenska gränsvärden som föregick införandet av miljö kvalitetsnormerna eftersom forskning pekat på att detta ämne kunde vara akut giftigt vid höga halter. Sverige behöll därför dessa krav vid införandet av miljö kvalitetsnormerna. Någon omprövning av kraven har inte skett trots att ny kunskap framkommit som pekar på att kvävedioxid inte har de effekter på hälsan som tidigare befarats². För partiklar har Sverige följt direktivens gränsvärden. I Sverige råder dock en annan luftkvalitetssituation än den som råder på den Europeiska kontinenten. Det som främst väglett direktivens utformning är att det i stora delar av EU är olika typer av partiklar som genereras vid förbränning som bidrar till höga partikelhalter i urban bakgrund (taknivå)³, medan det i Sverige främst är det lokala bidraget från

¹ Gränsvärdet och miljö kvalitetsnormerna för partiklar baserades ursprungligen på halten av partiklar som har en diameter mindre än 10 mikrometer i diameter vilka oftast benämns PM₁₀ där PM är en förkortning för *particulate matter*.

² USA var tidigt ute med att införa gränsvärden för luftkvalitet. I deras system ska satta gränsvärden omprövas vart femte år vilket är ett sätt att hantera att det finns osäkerheter när det gäller olika föroreningars påverkan på människors hälsa. Utformningen av nya gränsvärden föregås också av en omfattande analys av det vetenskapliga underlaget där flera olika vetenskapliga discipliner deltar (se <http://www.epa.gov/air/particlepollution/standards.html>; American Heart Association, 2010).

³ Förbränning bidrar på två sätt till förekomsten av partiklar i luft. Dels direkt genom direktemitterade förbränningspartiklar och dels genom att gaser genom kemiska processer omvandlas till sekundära partiklar (framförallt nitrat och sulfat). Dessa utsläpp kommer

väglitage som leder till höga partikelhalter i gatunivå. Direktiven lämnar dock ett visst utrymme för olika slags av regionala undantag men Sverige har bedömt att dessa inte är relevanta i Sverige.

Eftersom målet enligt regleringsbrevet till Vägverket 2009 är att miljö kvalitetsnormerna ska nås innebär det en restriktion för transportsektorn. En konflikt kan uppstå mellan miljöbalkens krav på normuppfyllelse och det transportpolitiska målet om samhälls-ekonomisk effektivitet⁴, om nyttan av de tänkbara åtgärderna inte överstiger kostnaderna.

Det föreligger således en risk för att åtgärder genomförs för vilka nyttan understiger kostnaderna om inget kvantifierat samhälls ekonomiskt underlag tas fram. Denna risk ökar ytterligare om krav på att nå gränsvärden tolkas som att åtgärder för att uppnå gränserna inte behöver vara lönsamma. Att betoning av särskilda mål kan leda till en sådan förenkling av analys och prioritering har diskuterats i flera olika vetenskapliga discipliners litteratur vilket vi återkommer till i kapitel 2. Detta påpekas också i Naturvårdsverket (2004a) som analyserar miljö kvalitetsnormernas funktion som styrmedel.

Syftet med studien är därför att kartlägga beslutsfattandet och att undersöka om samhälls ekonomisk analys och kvantifierade samhälls ekonomiska underlag använts vid utformning och tillämpning av miljö kvalitetsnormerna för partiklar och kvävedioxid. I rapporten diskuterar vi även vilken betydelse dessa underlag kan ha för att uppnå samhälls ekonomisk effektivitet i resursanvändningen. Det är dock endast en principiell diskussion, baserad på ekonomisk teori, om hur miljö kvalitetsnormerna eller åtgärderna borde vara utformade eftersom en kvantitativ analys kräver omfattande data om olika åtgärders nyttor och kostnader. Det senare har därför inte varit möjligt att genomföra inom ramen för projektet. Vi diskuterar även vad som kan påverka användningen av denna typ av beslutsunderlag.

I den ekonomiska litteraturen argumenteras för att kvantifierade samhälls ekonomiska beslutsunderlag skulle kunna bidra till mer samhälls ekonomiskt effektiv styrmedels-utformning. Behovet av analyser av styrmedel och ökad användning av ekonomiska styrmedel lyftes även fram i miljömålspropositionen och Naturvårdsverket gavs ett huvudansvar för att detta genomförs (prop. 1997/98:145, sid. 293). Ett antal studier har dock konstaterat att denna typ av underlag ofta saknas för beslut om mål och styrmedel i miljöpolitiken i Sverige och i andra länder (Pearce, 1998; Hahn, 2000a; Hahn 2000b; Samakovlis och Vredin-Johansson, 2005; Hahn och Dudley, 2007; Statskontoret, 2009; SOU 2009:83)⁵. De flesta av dessa studier har studerat de beslutsunderlag som använts

från olika typer av förbränning, exempelvis från fordonens motorer och från energianläggningar. En mer utförlig beskrivning ges i kapitel 3.

⁴ Det övergripande transportpolitiska målet är formulerat: "Transportpolitikens mål är att säkerställa en samhälls ekonomiskt effektiv och långsiktigt hållbar transportförsörjning för medborgarna och näringslivet i hela landet" (prop. 2008/09:93 sid. 14). Till detta läggs hänsynsmålet om säkerhet, miljö och hälsa. Gällande samhälls ekonomiska analyser hänvisas det i denna övergripande transportpolitiska proposition till propositionen om inriktning av infrastrukturinvesteringar (prop. 2008/09:35). I den slås det fast att existerande transportpolitiska principer även fortsättningsvis bör vara vägledande och där anges exempelvis att "trafikens samhälls ekonomiska kostnader ska vara en utgångspunkt när transportpolitiska styrmedel utformas". Men det sägs också att de beslutsunderlag som tas fram även måste ta hänsyn till samtliga dimensioner av det transportpolitiska målet.

⁵ Detta har även uppmärksammats av regeringen och i regleringsbrevet för 2004 gav de Naturvårdsverket i uppdrag att utarbeta en strategi för hur arbetet med samhälls ekonomiska analyser skulle utvecklas. Uppdraget rapporterades i Naturvårdsverkets rapport 5398 (Naturvårdsverket, 2004b). I sin analys konstaterade Naturvårdsverket (sid. 27) att det inte "satsas speciellt mycket tid och att analyserna inte håller särskilt hög kvalitet" och att endast var femte analys genomförs av personer med nationalekonomisk utbildning. Naturvårdsverket strategi verkar dock ha haft en begränsad effekt eftersom Naturvårdsverket i årsredovisningen för 2008 (Naturvårdsverket, 2009a) redovisar att man genomfört en genomgång av sina egna regeringsuppdrag med avseende på konsekvensanalysernas kvalitet. Myndigheten finner att endast en mindre del har tillfredställande kvalitet och redovisar därför ett antal åtgärder för att komma tillrätta med problemet.

vid olika typer av policybeslut. Vi har i stället valt att följa beslutsunderlag över tid för av ett specifikt styrmedel. Detta eftersom det finns studier som pekat på att den kontext i vilka beslut fattas kan påverka de beslutsunderlag som tas fram (Hultkrantz, Hasselberg och Stigberg, 1997; Dixit, 2002).

Vår slutsats är att samhällsekonomisk analys och kvantifierade beslutsunderlag inte använts för utformning av styrmedel eller vid åtgärdsanalyser inom det område vi studerat. Detta bekräftar de observationer som gjorts i tidigare studier⁶. Vi har funnit att detta bl.a. kan bero på frånvaron av samhällsekonomisk kompetens när beslutsunderlag tas fram och när åtgärder samt styrmedlet utvärderas. Detta är också något som uppmärksammats av regeringen och Naturvårdsverket har exempelvis i de senaste årens regleringsbrev fått i uppdrag att arbeta för en ökad användning av samhällsekonomisk analys. Denna utveckling är viktig av flera skäl. Utan klargörande beslutsunderlag kan åtgärder upplevas som tvingande och kostsamma men ineffektiva vilket kan skapa konflikter när åtgärderna ska genomföras. På längre sikt kan detta ha en negativ inverkan på tilltron till miljöpolitiken. Dessutom kan frånvaron av en samhällsekonomisk analys innebära att beslutsfattare inte uppmärksammar potentiella konflikter mellan minskade halter av föroreningar och andra samhällsmål, och inte heller de eventuella synergier som finns där en viss åtgärd eller ett visst styrmedel kan få effekter på flera samhällsmål.

Ökad användning av samhällsekonomiska analyser är också viktigt eftersom EU:s utformning av miljöpolitiken alltmer baseras på miljöekonomiska analyser⁷. Enligt den Grönbok som publicerades i mars 2007 (COM(2007) 140 final) finns ambitioner om att använda marknadsbaserade styrmedel i ökande utsträckning. Ett praktiskt exempel på att så också är fallet är EU:s ramdirektiv för vatten som nyligen varit föremål för utredning i Sverige (SOU 2010:17). Vi har i denna rapport visat att det kan finnas geografiska skillnader i föroreningssituationen som innebär att styrmedel som miljö kvalitetsnormer (som också används för vatten) kanske bör differentieras⁸. Om Sverige inte lyfter fram sådana skillnader när miljöpolitiken förhandlas fram på EU nivå så riskerar det att leda fram till utformning av styrmedel som orsakar samhällsekonomisk ineffektivitet i Sverige⁹.

1.2 Rapportens utformning och innehåll

I kapitel 2 presenteras en teoretisk bakgrund för studien. Det redogörs för hur kvantifierade samhällsekonomiska beslutsunderlag kan bidra till en mer ändamålsenlig utformning av styrmedlet och åtgärder för att nå önskvärd luftkvalitet. Det diskuteras

⁶ Även om vi anser att användningen av denna typ av analyser är viktig så vill vi också betona att det även vid genomförande av dessa analyser krävs avvägning så att deras innehåll och utformning är rimlig och väl avvägd i förhållande till tillämpningen. Alla beslutsunderlag är förenade med kostnader. Även krav på samhällsekonomiskt beslutsunderlag bör därför ställas på basis av bedömningar av var de kan väntas ge mest utbyte i termer av förbättrade beslut.

⁷ Information hämtad från miljödirektoratets hemsida 2010-06-26 (<http://ec.europa.eu/environment/enveco/index.htm>).

⁸ Miljö kvalitetsnormer används inte enbart för att förbättra luftkvalitet utan även för vatten. Naturvårdsverket har nu en aktuell utlysning för forskning om funktionen hos styrmedlets miljö kvalitetsnormer generellt, se <http://www.naturvardsverket.se/sv/Forskning/For-dig-som-forskar/Utlysningar/Forskning-om-systemet-med-miljokvalitetsnormer-och-dess-tillampning/>.

⁹ Behovet av kunskap för att aktivt kunna påverka EU:s politik har länge varit föremål för diskussion och utredning. Frågan lyftes exempelvis i Hultkrantz, Hasselberg och Stigberg (1997, sid 25) där det konstateras: "En vanlig uppfattning som framkommer i de intervjuer som återges i Hasselbergs undersökningar är att frågan om maktens utövande i svensk fiskeripolitik minskat i betydelse till följd av EU-inträdet. Men den slutsatsen förutsätter ett snävt betraktelsesätt. Vad som står på spel är Sveriges förmåga att på ett vitalt och konstruktivt sätt bidra till den gemensamma fiskeripolitiken." Det har även genomförts utredningar (Statskontoret 2000; SOU2008:118) och frågan belyses även i ett pågående forskningsprojekt som finansieras av Riksbankens jubileumsfond (Edwardsson, 2007).

också hur användningen av samhällsekonomisk analys på olika sätt kan bidra till såväl en förståelse för styrmedlet miljö kvalitetsnormernas funktion som en bättre fungerande beslutsprocess.

I kapitel 3 ges en beskrivning av det underliggande miljöproblemet som miljö kvalitetsnormerna ska medverka till att begränsa. Den kunskap som finns om emissioner och halter sammanfattas men även vilka de förväntade hälsoeffekterna är och hur de kan kvantifieras. Denna del i rapporten baseras dels på det underlag som tagits fram på EU nivå för analyser av åtgärder för att nå förbättrad luftkvalitet, dels på den forskning och de utredningar som genomförts i Sverige under senare år.

Kapitel 4 ägnas åt att beskriva det underlag som tagits fram för den svenska lagstiftningen och för åtgärdsplanerna. Vi har särskilt analyserat systemet för att beställa och leverera samhällsekonomiskt beslutsunderlag och de underlag som producerats. De källor som använts är i första hand Naturvårdsverkets rapporter samt offentliga utredningar. Analyserna av åtgärdsprogrammen baseras både på dokument som tagits fram som underlag och på intervjuer med berörda tjänstemän på länsstyrelser och kommuner. Även de beslutsunderlag som Vägverket tagit fram nationellt för miljö kvalitetsnormer för kvävedioxid och partiklar analyseras.

I kapitel 5 fördjupas diskussionen om beslutsprocesser utgående från genomgången i kapitel 2. Det diskuteras hur en beslutsprocess för miljöstyrning kan utvecklas som bidrar till att främja användningen av kvantifierade samhällsekonomiska analyser. Utgångspunkter för diskussionen är dels amerikanska erfarenheter (Hahn, 2000a), dels erfarenheter från den svenska transportsektorn. Miljösektorn jämförs med transportsektorn (i synnerhet vägsektorn) med avseende på beslutsunderlag och rutinerna för utveckling av kalkylvärden och effektsamband.

I kapitel 6 slutligen dras slutsatser samt ges förslag på fortsatt utveckling och forskning.

Innan vi går in på själva studien ges dock nedan en kort beskrivning av utformningen av den nu rådande svenska miljöpolitiken och bakgrunden till miljö kvalitetsnormerna. För den fortsatta analysen är det viktigt att känna till något ytterligare om bakgrunden till styrmedlet miljö kvalitetsnormerna och utformningen av miljö kvalitetsmålen, som genomfördes samtidigt som miljö kvalitetsnormerna infördes. Detta eftersom miljö kvalitetsnormerna och delmålen för Frisk luft är överlappande och delvis utformade utifrån samma underlag.

1.3 Miljöpolitik och styrmedlet miljö kvalitetsnormer

De nya miljöpolitiska målen fastställdes då prop. 1997/98:145 *Svenska miljömål* antogs av riksdagen, och de skulle vara utgångspunkt för ett system med mål- och resultatstyrning. Regeringen ansåg att detta var det effektivaste sättet att styra ett brett upplagt miljöarbete med deltagare från alla samhällsområden, eftersom det ger möjlighet till geografisk och sektorsvis anpassning.

Miljöbalken etablerade också de miljö kvalitetsnormer som gäller för utomhusluft. Detta är, enligt Naturvårdsverket, ett juridiskt bindande styrmedel. Luftkvalitetsdirektivet 1999/30/EG¹⁰ föreskriver vilka resultat medlemsländerna ska uppnå, och när, men

¹⁰ Detta är det grundläggande direktivet men det har även funnits olika s.k. dotterdirektiv. Dessa EG-direktiv implementerades i svensk lagstiftning genom införandet av miljö kvalitetsnormerna för kvävedioxid genom SFS 1998:897, som trädde i kraft den 1 januari 1999, och för partiklar (PM₁₀) genom SFS 2001:527, som trädde i kraft den 19 juli 2001. Inom EU finns en rad andra direktiv som har bäring på luftkvalitet. Det finns exempelvis krav som riktar sig till enskilda källor, exempelvis utsläppskrav för

överlåter åt medlemsländerna att bestämma hur. Utöver att fastställa gränsvärden så anges det också i direktivet att samordnade åtgärdsprogram skall upprättas för områden där gränsvärdena överskrids. Det ska även finnas system så att allmänheten meddelas om normerna överskrids.

Det är Sveriges riksdag och regering som ansvarar för att den nödvändiga lagstiftningen finns på plats för att kunna implementera EG-direktiv i form av förordningar. Regeringen ska också underrätta EG-kommissionen om var normer överskrids samt hur direktiven genomförs. Regeringen ansvarar också för att etablerade gränsvärden uppnås, bl.a. genom att ge Naturvårdsverket, men även andra myndigheter, i uppdrag att föreslå nya och förändrade lagar och förordningar samt att genomföra olika åtgärder.

Det har varit regeringen men är numera Naturvårdsverket som fattar beslut om att utredningar av åtgärdsprogram för miljö kvalitetsnormer ska genomföras (SFS 2009:684). I praktiken är det kommuner som enligt förordningen SFS 2001:527 14 § är skyldiga att underrätta Naturvårdsverket om kontroller visar att halterna kan antas komma att överskridas i kommunen. Efter en sådan underrättelse ska Naturvårdsverket undersöka behovet av ett åtgärdsprogram. Om Naturvårdsverket finner att ett åtgärdsprogram behövs, ska verket rapportera detta till de berörda länsstyrelserna. Det är sedan upp till länsstyrelsen eller annan myndighet att ta fram ett åtgärdsprogram. En myndighet som fått ett sådant uppdrag kan överklaga Naturvårdsverkets beslut till regeringen. Vilket underlag som åtgärdsprogrammen ska bygga på regleras i Miljöbalkens 5 kap 4–8 §. Där framgår att ”ett åtgärdsprogram skall innehålla en analys av programmets konsekvenser från allmän och enskild synpunkt”¹¹.

Införandet av miljö kvalitetsnormerna var dock inte den enda åtgärden som genomfördes för att uppnå förbättrad luftkvalitet. I propositionen *Svenska miljömål* (prop. 1997/98:145) hade det övergripande målet för luftkvalitet, *Frisk luft*, slagits fast¹². Detta mål säger att ”Luften skall vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas”. I sammanfattningen av prop. 1997/98:145 (Regeringen, 2010) framgår att innebörden av detta var att: ”halterna av luftföroreningar inte får överskrida fastställda lågrisknivåer för cancer, överkänslighet och allergi eller för sjukdomar i luftvägarna”. En vidare precisering av vad detta innebar för olika ämnen lämnades i prop. 2000/01:130 *Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier*. I denna proposition anges delmål för bl.a. kvävedioxid som skulle uppnås år 2010. Enligt denna proposition är syftet med delmålen ”att ange inriktning och tidsperspektiv i det fortsatta konkreta miljöarbetet”. För partiklar fastställdes ett delmål senare i prop. 2004/05:150 *Svenska miljömål – ett gemensamt uppdrag*.

fordon och olika punktkällor. Ett nytt EG-direktiv för luftkvalitet har nyligen antagits (2008/50/EG) som ersätter tidigare direktiv. I och med det nya direktivet införs även gränsvärden för mindre partiklar, s.k. PM_{2,5}.

¹¹ Några förtydliganden utöver detta finns inte i EG-direktiv 96/62/EG eller 1999/30/EG och inte heller i förordningarna SFS 1998:897, SFS 2001:527 eller SFS 2004:661 (som innebar vissa ändringar i SFS 2001:527).

¹² Naturvårdsverket har huvudansvaret med arbetet för miljömålen men även andra myndigheter är inblandade. För Frisk luft har även Vägverket som tidigare nämnts ett ansvar eftersom vägtrafiken är en viktig orsak till överskridande av miljö kvalitetsnormernas gränsvärden. Men eftersom miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft framförallt är utformade till skydd för människors hälsa är även Socialstyrelsen en part i arbetet. Socialstyrelsen har ett övergripande ansvar för att utveckla, precisera och följa upp mål och delmål som syftar till att komma till rätta med miljörelaterad ohälsa. Socialstyrelsen har också ett övergripande uppdrag att inom miljö-hälsoområdet upptäcka, förebygga och undanröja hälsorisker i miljön. I miljömålsarbetet ska Socialstyrelsen (enligt information på deras hemsida) ansvara för att hälsoaspekterna beaktas i miljömålen och de har också till uppgift att utveckla de hälsorelaterade delmål som riksdagen antagit. Ett viktigt underlag för detta är de Miljöhälsorapporter som Socialstyrelsen utarbetat 2001, 2005 och 2009 och som är ett sätt att sammanfatta de viktigaste kunskaperna för hälsoskyddsarbetet och om befolkningens miljörelaterade hälsa i Sverige.

I miljömålspropositionen hänvisas det beträffande samhällsekonomisk effektivitet till andra propositioner som beskriver att den ekologiskt hållbara samhällsutvecklingen i grunden handlar om tre övergripande mål: skyddet av miljön, en hållbar försörjning och en effektiv användning av energi och andra naturresurser. Det sägs också (prop. 1997/98:145, sid. 43):

”Det fortsatta arbetet med att precisera målen, fördela arbetet och utforma åtgärder mellan och inom olika samhällssektorer måste ta fasta på att uppfylla miljökvalitetsmålen på samhällsekonomiskt bästa sätt. De uppdrag som i det följande aviseras för skilda myndigheter skall i alla tillämpliga fall förenas med uppdraget att ange samhällsekonomiska effekter. Arbetet skall så långt möjligt utföras integrerat med övrig verksamhet och inom ramen för ordinarie resurser. Ett fylligt underlag beträffande målens samhällsekonomiska konsekvenser erhålls när den parlamentariska beredning som regeringen avser tillsätta för att samlat se över delmål och åtgärder redovisar sina resultat.”

Vår tolkning av detta uttalande är att regeringen vill att åtgärder ska analyseras samhällsekonomiskt och att detta ska göras inom ramen för myndigheternas beredning av förslagen.

2 Samhällsekonomisk analys och styrmedlet miljö kvalitetsnorm

En utgångspunkt för denna studie är att samhällsekonomisk analys kan ge viktiga insikter både om utformningen av styrmedel och om val av åtgärder för att minska miljöpåverkan. Denna ståndpunkt och argument för den återfinns i många grundläggande läroböcker, både i offentlig ekonomi och i miljö- och transportekonomi. Sunstein (2000) har en utförlig diskussion om detta, och då speciellt att en samhällsekonomisk kalkyl kräver en systematisk kartläggning av effekter och kostnader som kan förväntas uppstå till följd av ett styrmedel eller en åtgärd. En anledning till att det är extra viktigt att på ett systematiskt sätt arbeta med beslutsunderlag för styrmedel och åtgärder på luftkvalitetsområdet är att det är många aktörer inblandade och många faktorer som påverkar utfallet, många källor och flera olika slags påverkan¹³ och att flera mål kan påverkas.

I detta avsnitt diskuteras på vilket sätt samhällsekonomisk analys kan bidra till en problemförståelse som kan underlätta beslutsfattandet på området och minska risken för ineffektivitet, antingen i form av åtgärder mot fel förorening eller att minskningen av utsläpp sker till onödigt höga kostnader. Den definition vi använder av samhällsekonomisk analys är bred och liknar den som diskuteras i Hahn (2000a) och det som han där kallar ekonomiska instrument. Hahns definition omfattar det som kanske först och främst förknippas med begreppet samhällsekonomisk analys, nämligen kvantifierade samhällsekonomiska beslutsunderlag (samhällsekonomiska kalkyler och kostnadseffektivitetsanalyser) men även incitament¹⁴ och processutformning (organisation). Vi berör alla dessa områden. I diskussionen utgår vi ifrån exemplet miljö kvalitetsnormer för luft.

2.1 Samhällsekonomiska kalkyler och kostnadseffektivitetsanalyser

I miljöekonomisk litteratur är det framförallt två områden som är av intresse för att diskutera värdet av kvantifierade samhällsekonomiska underlag av miljö kvalitetsnormer. Det första handlar om hur miljöproblemet kan kvantifieras och värderas för att på så sätt ställa det i relation till andra värden som samhället också värnar om. På transportområdet kan det handla om en avvägning mellan hälsoeffekter till följd av utsläpp och hälsoeffekter till följd av olyckor. Eftersom samhället inte har obegränsat med resurser innebär varje beslut att en avvägning måste göras mellan olika värden.

Det andra området som är viktigt, och för vilket kvantifieringen och värderingen är en grund, är utformningen av styrmedel. Genom att tillämpa ekonomisk teori om beteende och genom att klargöra kostnader och vinster kan effektiviteten hos olika styrmedel utvärderas. Det är många aspekter som lyfts fram i en sådan analys såsom acceptansen för styrmedlet och det eventuella behovet av övervakning och sanktioner för att åstadkomma efterlevnad. Ett beslutsunderlag som kan användas i detta sammanhang är den samhällsekonomiska kalkylen¹⁵ eller alternativt en kostnadseffektivitetsanalys. I det följande kommer vi kort att diskutera dessa två områden och på vilket sätt de kan bidra till ett förbättrat beslutsunderlag i fallet miljö kvalitetsnormer för luft.

¹³ Ett begrepp som används i utredningar i dessa sammanhang är diffusa utsläpp. Motsvarande problem finns för användning av och påverkan på vatten. I den utredning som nu är ute på remiss kring prissättning av vatten (SOU 2010:17) ges en grundlig genomgång av hur miljöekonomisk analys kan användas för att diskutera grunderna för införande av olika styrmedel och utformningen av desamma. Den diskussion som förs i den utredningen kan i mångt och mycket överföras till diskussionen om luftkvalitet.

¹⁴ I Hahns definition av dessa ingår "performance standards" till vilka miljö kvalitetsnormer kan räknas.

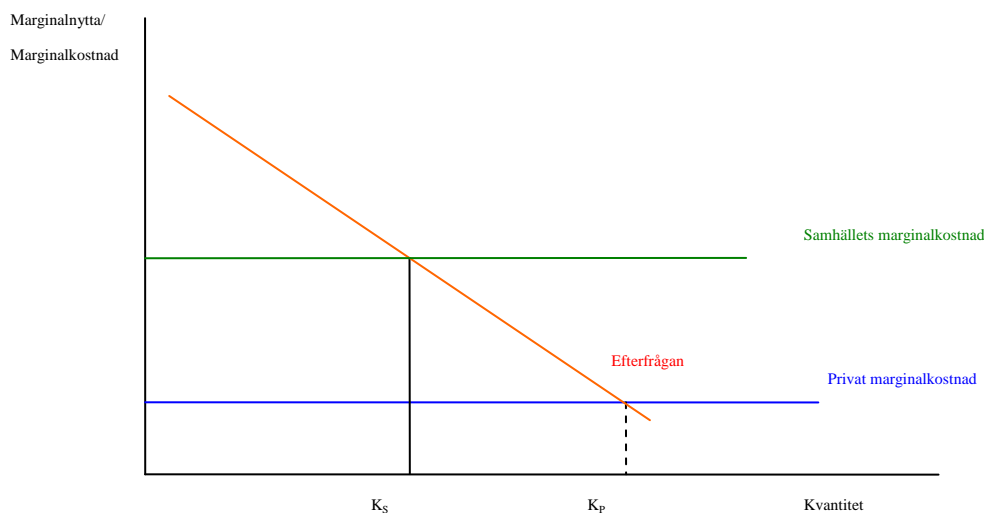
¹⁵ Samhällsekonomiska kalkyler utvecklades ursprungligen för att kunna lösa konflikter vid utbyggnad av vattenkraft i USA kring 1940 (Zerbe, 2006). Tidigt började även metoder för att väga in miljöaspekter att utvecklas. Det togs även fram riktlinjer, "the Green book", för hur dessa skulle genomföras.

2.1.1 Kvantifiering och värdering

Inom miljöekonomin används begreppet externa kostnader och nyttor. Trafikens utsläpp är en extern kostnad eftersom de medför hälso- och miljöpåverkan på omgivningen som inte beaktas av fordonsförarna. Enligt ekonomisk teori bör förekomsten av en extern kostnad innebära att samhället genomför anpassningar i den aktivitet som orsakar den externa kostnaden. Ett vanligt sätt att illustrera detta är med diagrammet i Figur 1. Med kvantitet avses i det följande aktiviteten bilkörning. Vi har inte angett en enhet eftersom aktiviteten kan mätas på olika sätt såsom körda km eller antalet resor. Enhet förändrar inte det principiella resonemanget.

Figuren visar hur efterfrågan för en aktivitet (röd linje) samt marginalkostnaden för att producera varan (blå linje) vilken för enkelhetens skull antas vara konstant (=den privatekonomiska kostnaden för att köra bil i detta fall). Efterfrågan beskriver den summerade betalningsviljan för att genomföra en aktivitet (även kallad marginalnytta). Den är hög när få enheter aktivitet genomförs men minskar efterhand (vissa resor är nödvändiga medan andra genomförs för nöjes skull och kan ersättas med annat). På en marknad kommer aktiviteten att ske vid nivån K_p . Där är det inte värt att genomföra ytterligare en enhet aktivitet eftersom från och med den kvantiteten understiger nyttan kostnaden.

Förekomsten av en extern kostnad brukar illustreras med en ny, högre, kostnadskurva för produktionen, vanligtvis kallad samhällets marginalkostnadskurva (grön kurva). Den är summan av den externa kostnaden och den privata marginalkostnaden för produktionen. Vad som framgår av figuren är att en högre kostnad innebär att det är effektivt med en lägre nivå på aktiviteten K_s (där $K_s < K_p$). Detta utfall kommer dock inte att uppstå utan utformning av något styrmedel eftersom köparna och säljarna på en marknad inte tar hänsyn till de externa kostnaderna i sina beslut¹⁶.



Figur 1

¹⁶ Notera att detta inte innebär att produktionen minskar helt till noll. För de flesta externa effekter finns det en nivå där det inte längre är lönsamt att åstadkomma exempelvis minskade utsläpp. Detta eftersom påverkan är liten och kostsam att begränsa. Det är exempelvis svårt att genom städning åstadkomma väldigt dammfria miljöer vilket är förklaringen till att samhället väljer att inrätta speciella daghem för barn med svåra allergier. Att hålla en dammfri miljö i alla daghem skulle bli väldigt kostsamt.

För luftföroreningar baseras beräkningen av externa kostnader på de konsekvenser ett visst utsläpp ger upphov till. Eftersom det handlar om olika typer av ämnen som bidrar till koncentrationerna måste mängden och hälsokonsekvenserna av respektive utsläpp för en viss given aktivitet kartläggas. Det kan beskrivas genom en kostnadsfunktion för varje ämne i (se Sterner, 2003 sid. 73):

$$D_i = y_i * z_i * e_i(q)$$

där

D_i den externa kostnaden för skadan ("damage")

e_i en vektor av emissioner till följd av aktiviteten q

z_i transferkoefficient som beskriver hur halterna varierar med avstånd

y_i hälsoeffektskostnaden som en funktion halten av olika emissioner

För att fastställa y_i krävs kunskap om vilka hälsoeffekter olika emissioner ger upphov till samt deras ekonomiska värde. Dessa beräkningar baseras på hälsokonsekvensberäkningar som kvantifierar den totala hälsopåverkan av en viss åtgärd (antal dödsfall och antal sjukdomstillfällen). Därefter åsätts dessa hälsokonsekvenser, när så är möjligt, ett ekonomiskt värde baserat på hur allvarlig påverkan på hälsan är. Detta värde består av kostnaden för sjukvård och sjukfrånvaro (produktionsförluster) men även mänskligt lidande¹⁷.

Inom EU har det i de s.k. ExternE projekten utvecklats en metod för att kunna genomföra dessa beräkningar på ett systematiskt och transparent sätt som även inkluderar metoder för att hantera de osäkerheter som finns. Metoden användes bl.a. som underlag för den samhällsekonomiska kalkylen som genomfördes i CAFE (Clean Air for Europe) programmet¹⁸. Dessa beräkningar ligger även till grund för den metodhandbok som WHO (2008) producerat om ekonomisk värdering av transporterens hälsopåverkan. Denna typ av beräkningar kommer även att vara en del i den modellutveckling som sker i projektet EC4MACS (European Consortium for Modelling of Air Pollution and Climate Strategies) som finansieras av EU inom LIFE-programmet¹⁹. Metoden har även använts för att beräkna kostnader för olika utsläpp i Sverige (Bellander et al., 1999; Leksell, 2001; Bickel, Schmid and Friedrich, 2003; Andelius, Johansson och Nerhagen, 2003; Nerhagen et.al., 2005; Nerhagen et. al., 2008).

För att genomföra denna typ av beräkning krävs en ingående kunskap om orsak och verkan mellan olika utsläpp. Ett regelbundet genomförande innebär att kunskapsluckor och osäkerheter kartläggs vilket kan bidra till att åstadkomma en mer åtgärdsinriktad forskning. Den kan också bidra till att tydliggöra vilka effekter som är av betydelse och vilka som inte är det. Stora utsläpp kan medföra liten påverkan på omgivningen medan till synes små mängder kan visa sig vara väldigt farliga. För att klargöra det krävs en sammanvägning av kvantitet och effekt som riskerar att förbises om en tydlig kartläggning inte genomförs (se Mellin och Nerhagen, 2010).

¹⁷ Det finns andra metoder som används för att kunna vikta och jämföra olika hälsoutfall och som är vanligare i den hälsoekonomiska litteraturen. En vanlig metod är QALY (quality adjusted life years). Även den baseras på en subjektiv bedömning av hur allvarliga olika hälsotillstånd är. Se Hammit (2006) för en jämförelse.

¹⁸ Detta program genomfördes inom ramen för EU kommissionens sjätte miljöhandlingsprogram. Syftet med programmet var att utarbeta en tematisk strategi för luftkvalitet. För mer information se <http://www.cafe-cba.org/>.

¹⁹ Projektets mål är att analysera nyttor och kostnader av policyåtgärder som syftar till att förbättra luftkvalitet i Europa med hänsyn tagen till synergieffekter och avvägningar gentemot reduktioner av klimatgaser. AEA Technology som var projektledare för den samhällsekonomiska kalkylen som genomfördes inom ramen för CAFE-programmet är en av deltagarna i projektet, se <http://www.ec4macs.eu/home/partners.html?sb=21>.

2.1.2 Styrmedels- och åtgärdsval

Styrmedel definieras ibland som statens verktyg för att se till att åtgärder genomförs (SOU 2010:17). Styrmedel kan vara av olika slag och innefattar exempelvis lagar, förordningar, skatter, avgifter eller information. En aspekt som diskuteras utförligt inom nationalekonomi är olika styrmedels effekter och effektivitet²⁰. Den aspekt som utvärderas är i vilken mån de aktörer som kan bidra till exempelvis minskade utsläpp verkligen ändrar sitt beteende och vilka konsekvenserna i övrigt det blir av detta. En viktig fråga i detta sammanhang är vilka incitament till förändring som ett visst styrmedel ger.

Det finns två huvudgrupper av styrmedel som brukar jämföras i ekonomiska analyser. Ofta används benämningen pris- eller kvantitetsstyrning. En prisstyrning innebär att man försöker uppskatta den externa kostnaden och att en avgift eller en skatt tas ut som motsvarar denna. Detta är exempelvis principen bakom ett styrmedel som trängselskatt. Ett alternativt, och i praktiken mer vanligt förekommande, styrmedel är restriktioner gällande den kvantitet som får äga rum av en viss aktivitet eller de emissioner denna ger upphov till. Detta är principen bakom miljökvalitetsnormer eftersom det är halten av olika luftföroreningar, dvs. kvantiteten, som regleras.

Tanken bakom prisreglering är att om samhället kan fastställa de negativa effekter en viss aktivitet medför, och ta betalt för denna, kommer detta att leda fram till att samhället når en effektiv nivå av aktiviteten, K_s , och därmed utsläppen. Med ett högre pris kommer konsumenterna att minska sin konsumtion och välja en nivå på aktiviteten där priset är lika med samhällets marginalkostnad.

Med en norm är det i stället mängden aktiviteter eller utsläpp som ska regleras. Vanligtvis sker detta genom att samhället ställer krav på utsläpps begränsningar från olika källor. Detta gäller exempelvis bilar men även för olika produktionsanläggningar finns begränsningar och de måste söka tillstånd för att få släppa ut olika föroreningar. För att nå en samhällsekonomiskt effektiv nivå krävs, dock även här en analys av nyttor och kostnader eftersom den förändring i kvantitet som krävs bestäms av var K_s ligger. Utan en sådan analys är det troligt att begränsningarna i utsläppen blir större eller mindre än K_s vilken i bägge fallen innebär samhällsekonomisk ineffektivitet.

Det speciella med miljökvalitetsnormerna som styrmedel är att regleringen handlar om luftkvaliteten i ett område. Denna påverkas av många, ofta små, källor. Även om det finns krav på hur stora utsläppen får vara per aktivitetsenhet för en viss källa, kommer den totala halten att påverkas av mängden aktiviteter i ett visst område. För att uppnå en viss nivå på luftkvaliteten kan det därför krävas begränsningar i de aktiviteter som sker i området. Det i sin tur innebär att samhället måste genomföra åtgärder som begränsar aktiviteterna, något som kan vara enkelt när det handlar om enskilda anläggningar men svårt när påverkan kommer från många små anläggningar. Det är också svårt när aktiviteterna varierar över tid. Trots att en norm införs för luftkvalitet finns därför alltid en risk att den önskvärda aktivitetsnivån K_s inte nås.

Ytterligare ett problem med luftföroreningar är att en och samma källa kan generera olika slags utsläpp. För att åstadkomma en samhällsekonomiskt effektiv nivå på utsläpp och aktiviteter krävs därför att miljökvalitetsnormen är utformad på ett sådant sätt att den leder till begränsningar av de hälsofarliga utsläppen. När enskilda föroreningar från

²⁰ Se Sterner (2003) för en grundläggande genomgång och Benbear och Stavins (2007) för ett exempel på aktuell forskning.

olika källor inte kan mätas handlar det om att hitta bra indikatorer för utsläppen²¹ som fångar den negativa påverkan som utsläppen ger upphov till.

För partiklar är det halten av PM₁₀ som hittills använts som indikator för emissioner av partiklar. Denna halt påverkas dock av partikelemissioner av olika slag som enligt aktuell kunskap har olika påverkan på människors hälsa. I Bilaga 1 använder vi ovan beskrivna analysverktyg för att illustrera konsekvenserna av att anta att olika emissioner från en och samma källa har lika respektive olika påverkan på människors hälsa. Vi antar i exemplet att den totala mängden utsläpp per enhet aktivitet är densamma i två områden men att sammansättningen av partiklar varierar.

Två viktiga slutsatser kan dras från analysen. Den ena är att om den externa kostnaden för aktiviteten skiljer sig åt mellan två områden innebär det att den optimala nivån K_s skiljer sig åt. En analys som enbart fokuserar på effekter av totala emissioner kommer dock att leda fram till slutsatsen att samma aktivitetsnivå är optimal i de två områdena. Givet att kostnaden underskattats för det ena partikelslaget ska aktivitetsnivån begränsas mer i båda områdena men anpassningen ska vara större i det område där utsläppen av de mer skadliga partiklarna är högre. Av illustrationen framgår också att det utan fördjupad analys finns en risk att åtgärder inriktas mot de emissioner som lämnar störst bidrag till de totala emissionerna eftersom de har störst inverkan på halterna och därmed antas ha störst påverkan på hälsokostnaderna. Detta behöver dock inte vara korrekt och kan innebära att åtgärder genomförs som har relativt sett liten effekt på den totala hälsokostnaden.

Ytterligare en aspekt som vi diskuterar i Bilaga 1 är konsekvensen av att kostnaden även kan skilja sig åt mellan åtgärder som reducerar de två olika emissionerna. Detta komplicerar analysen. I det enkla fallet är det dock så att åtgärder främst ska inriktas mot att minska utsläpp där den marginella åtgärdskostnaden relativt sett är låg. Detta innebär att det kan vara mer effektivt att minska utsläppen från en viss källa mer än utsläppen från en annan källa. I fallet med partiklar orsakade av transporter behövs dock i realiteten mer avancerade åtgärdsanalyser. Detta eftersom en och samma källa bidrar till flera olika emissioner som har olika spridningsmönster och därmed påverkar människors exponering på olika sätt. Vidare kommer samhällets externa kostnad att påverkas av befolkningstätheten varför en åtgärd som är relevant att genomföra i en tätort inte är aktuell för landsbygden. Det finns några exempel i litteraturen där denna typ av mer avancerade analyser tillämpats.

2.2 Miljökvalitetsnormer för luft som styrmedel

Ekonomisk teori kan även användas för att studera och jämföra funktionen hos olika styrmedel. De analysverktyg som diskuteras ovan är grunden för sådana analyser. Det finns dock flera aspekter som måste inkluderas. I SOU 2010:17 förs en diskussion om funktionen hos kvantitetsregleringar jämfört med prisregleringar som vi utgått ifrån i detta avsnitt²². I SOU 2010:17 görs följande skillnad mellan de incitament som en kvantitetsreglering ger för den reglerade aktören jämfört med dem som ges av en prisreglering:

²¹ För en diskussion om detta när det gäller vatten, se SOU 2010:17.

²² Se Sterner (2003) för mer utförliga beskrivningar av hur dessa analyser kan användas i praktiska tillämpningar.

- ”med en kvantitativ reglering uppstår en kostnad i form av t.ex. böter eller fängelse om man överträder en viss gräns. Kostnaden är icke kontinuerlig och eventuellt icke monetär
- med ett ekonomiskt styrmedel är kostnaden relaterad till mängd. Kostnaden är kontinuerlig och monetär.”

De drivkrafter som etableras för att efterleva kvantitetsrestriktioner är ofta olika slags kontroller och olika grader av tillrättvisning om restriktionen inte uppfylls. De strängare formerna kan innebära viten eller andra straff. Det är dock inte säkert att detta innebär att aktörerna ändrar sina beteenden. Turner, Pearce och Bateman (1994) illustrerar exempelvis att det kan vara mer lönsamt för ett företag att betala eventuella böter snarare än att minska sina utsläpp. En faktor som påverkar detta är risken för upptäckt. Att aktörer ändrar sitt beteende enbart för att ett styrmedel som t.ex. en norm etablerats är mindre troligt enligt ekonomisk teori. Det finns dock en möjlighet att de leder till förändrat beteende om det är så att aktörernas uppfattning om vad som är rätt och fel förändras.

Miljökvalitetsnormer tillhör kategorin kvantitativ reglering. Deras förväntade effekt och funktion sammanfattas på följande sätt i en av utredningarna av detta styrmedel (SOU 2005:113, sid. 18):

”Prövning och kontroll av enskilda störningskällor är nödvändiga men inte tillräckliga miljörättsliga instrument för att genomföra miljökvalitetsmål. Miljökvalitetsnormer utgår ifrån miljötillståndet som sådant och åtgärdsprogram tar sikte på att genomföra normerna med beaktande av kollektivet av påverkande källor. Miljökvalitetsnormerna och åtgärdsprogram är nödvändiga komponenter för att kunna hantera dagens miljöproblem, där föroreningar och störningar ofta kommer från ett stort antal stora och små verksamheter och åtgärder, med varierande påverkan som ofta är av diffus karaktär. Till detta kommer oförutsedda, icke-linjära effekter i miljön alltid kan fångas upp genom miljökvalitetsnormer men svårligen i samband med individuell prövning och kontroll.”

De krav på övervakning och möjlighet till sanktioner gentemot enskilda aktörer som enligt ekonomisk teori måste vara uppfyllda för att en kvantitetsreglering ska fungera som ett effektivt styrmedel och som ger incitament till förändring återfinns inte i denna formulering. Miljökvalitetsnormerna förväntas ge upphov till minskade utsläpp trots att det inte definieras på vems ansvar det vilar att reducera utsläppen och, framförallt, vilka sanktioner som inträder om normerna överskrids.

Citatet kan också tolkas som att miljökvalitetsnormerna är ett sätt att undkomma behovet att känna till vilka miljöproblem som enskilda källor ger upphov till. Att pröva och övervaka enskilda utsläppskällor innebär en kostnad för samhället och den riskerar att bli hög om det är många källor som ska övervakas. Ekonomisk teori visar dock att samhällsekonomiskt effektiva styrmedel ska vara utformade så att anpassningen sker så nära källan som möjligt. Detta ökar möjligheten till kostnadseffektiva åtgärder (oftast är det bättre att minska utsläppen än att behöva städa efteråt). Detta är ytterligare ett argument för prissättning eftersom det är svårt att differentiera kvantitativa anpassningar utifrån förutsättningarna för enskilda källor.

En slutsats vi kan dra från ekonomisk teori är att styrmedel som miljökvalitetsnormerna behöver kompletteras med andra styrmedel eller åtgärder för att önskvärd effekt ska uppnås. Eftersom detta handlar om att minska utsläpp från flera olika små och stora källor krävs dessutom en analys av hur man kan åstadkomma minskade utsläpp hos

enskilda källor för att dessa styrmedel och åtgärder ska kunna utformas på ett effektivt sätt²³.

2.3 Incitament för att styra mot miljömål och för att använda samhällsekonomisk information

Diskussionen om vilka incitament och hur mål kan nås på ett effektivt sätt kan även föras över på organisationsnivå. Frågan hur en regering eller en kommun kan styra mot bättre miljö har både en detaljerad och en övergripande nivå. Denna studie utgår ifrån att detaljerad information om halter, exponering, hälsoeffekter och åtgärder behövs för den detaljerade styrningen. Samtidigt behöver regeringen hantera stora mängder information om alla åtgärder för att förbättra miljön. Denna hantering kräver olika former av delegering och förenkling. Av detta skäl studerar flera discipliner denna process ur olika perspektiv. I detta avsnitt börjar vi med att peka på några iakttagelser från forskning om styrmedel för miljöpolitik, för att därefter peka på några grundläggande resultat och iakttagelser från samhällsvetenskaplig forskning om styrning av myndigheter allmänt och i Sverige.

I ett försök att sammanfatta genomslaget av samhällsekonomiska analyser i amerikansk miljöpolitik diskuterar Hahn (2000a) både drivkrafter för att använda analyser och olika sätt att stärka dessa drivkrafter. Hahn hävdar att två aspekter är viktiga för att kvantifierade samhällsekonomiska beslutsunderlag ska användas. Det är dels att det finns formaliserade krav på att denna typ av underlag ska framställas, dels att det rutinmässigt genomförs utvärderingar av det underlag som tas fram. Hahn (2000a) argumenterar också för att stärka olika mekanismer för ansvarsutkrävande såsom vetenskapliga och legala granskningar, inbyggda klausuler för omprövning av reglering, regleringsbudgetar och krav på att informera parlamentet. Hahn redogör för att en sådan process ägt rum i USA och att ökade krav efterhand har ställts på beslutsunderlagen. En motsvarande utveckling har även skett inom EU (Pearce, 1998). För att garantera kvaliteten på dessa analyser finns det numera vid kommissionen en speciell funktion *The Impact Assessment Board of the European Commission* som ska granska de förslag och underlag som tas fram av generaldirektoraten (SOU 2009:83; Prop. 2009/10:155).

Formaliserade krav på beslutsunderlag och utvärderingar kan ge myndigheter och enskilda tjänstemän incitament till att genomföra åtgärder som regering och departement vill ha. Utan sådana incitament ökar risken för att åtgärder genomförs och beslut fattas som inte är i enlighet med samhällets önskemål och det allmännas bästa. Ett skäl till att mindre effektiva åtgärder väljs är att det är kostsamt att producera och sammanställa den information, som gör det möjligt för en uppdragsgivare att övervaka hur en organisation eller dess enskilda aktörer agerar.

Flera discipliner har på senare år analyserat offentligt beslutsfattande incitament och styrning med en ansats från nationalekonomi s.k. *principal-agentteori*²⁴. Teorin beskriver en principiell situation där en uppdragsgivare ska försöka utforma en optimal

²³ Se SOU 2010:17 för en mer utförlig diskussion av vad ekonomisk typ av diffusa källor innebär för utformning av styrmedel. För en vetenskaplig litteraturoversikt se Shortle och Horan (2001).

²⁴ Dessa frågor belyses även inom den forskning som kallas *public choice* och *political economy*. Inom detta område analyseras effekterna av såväl dessa individuella drivkrafter som påverkan från intressenter utanför myndigheten. Här behandlas också frågan om uppdragsgivarnas (väljarnas, politikernas, myndighetsledningarnas) önskemål överensstämmer med tjänstemännens agendor. Se t.ex. Eisenhardt (1989), Lane (2005) och Miller (2005).

ersättningsform när denna inte kan observera uppdragstagarens egenskaper eller prestationer. Inledningsvis studerades effekterna av ekonomiska incitament men senare har även betydelsen av andra motiv såsom möjlighet till karriär studerats. Dixit (2002) gör en översikt över hur denna teori kan tillämpas på offentlig sektor och diskuterar implikationer för offentliga organisationer. En slutsats är att informationsproblemet är större i dessa organisationer eftersom det är organisationer som har flera uppdragsgivare, flera mål och prestationer i flera dimensioner. Detta innebär att det är svårare att utforma incitament men även att följa upp verksamheten.

Dixit diskuterar (bl.a. utifrån Wilson, 1989) att offentliga organisationer ofta väljer att hantera de övergripande målen genom att översätta dem till ett mindre antal omedelbara och mätbara mål. Detta menar han kan dock vara problematiskt eftersom det riskerar att leda till att andra uppgifter eller mål försummas. Han pekar också på att myndigheter tenderar att fokusera på de mer observerbara dimensionerna. Att detta kan få negativa konsekvenser för helhet och långsiktighet har uppmärksammats i studier inom psykologi/management (Ordonez et al., 2009). En studie har bl.a. visat att användningen av normer, såsom luftkvalitetsnormer, leder till att beslutsfattare fokuserar på åtgärder som leder till att normerna nås oavsett vilka övriga konsekvenser det får på människors hälsa eller miljön (Tenbrunsel et al., 2000).

En ytterligare aspekt som lyfts fram av Dixit (2002) är att de centrala modellerna i teorin om incitament antar att agenterna endast motiveras av betalningen som de får från principalen, medan offentliga tjänstemän i realiteten ofta motiveras av att de delar de politiska eller etiska mål som motiverar myndighetens uppdrag. En sådan värdeegenskap kan i många fall vara fördelaktig för både tjänstemän och myndighet. Den kan dock också leda till att det utvecklas en organisationskultur av självtillräcklighet som kan komma i konflikt med uppdragsgivarnas önskemål. Dixit (2002) pekar också på att arbetet på en myndighet kan bidra till att stärka tjänstemännens status i deras yrkesroller.

Dixit (2002) framhåller att politiker och ledningar för myndigheter inte passivt accepterar att vissa utfall inte nås. De tar därför ibland till restriktioner för att få organisationerna att arbeta med de önskade utfallen. Detta leder då till detaljstyrning. Ett exempel på sådan styrning kan vara kvantitativa mål. Detta menar Dixit kan tolkas som ett sätt att få tjänstemännen att vidta åtgärder för att få något att hända på medveten bekostnad av möjligheten att välja effektiva åtgärder. Teorin säger att detta är en oundviklig konsekvens av, eller ett mindre kostsamt sätt, att hantera att myndigheter har flera mål och flera uppdragsgivare. En viktig del i det vardagliga arbetet är att försöka formulera dessa mål och krav så ändamålsenligt som möjligt, givet att mindre kostsamma sätt att mäta utfall och följa upp aktiviteter successivt introduceras.

Styrning av och incitament i offentlig förvaltning har även varit fråga för forskning och utredning i Sverige (se t.ex. Molander et al., 2002). Under 1980 inledde Storbritannien ett omvälvande reformarbete i statsförvaltningen. Sverige följde och genomförde bl.a. en budgetreform och införde mål- och resultatstyrning. Mål- och resultatstyrningsreformen var ett verktyg för att förskjuta fokus i styrningen av statsförvaltningen från detaljer och resurser till prestationer och resultat. En ytterligare ambition var att göra mer utvärderingar. En konsekvens av reformen blev dock att regeringskansliet tillsändes stora mängder dokument som inte uppfattades som relevanta. Därför har svenska staten backat från ambitionerna att begära in stora mängder information om verksamheten från myndigheterna.

Denna teoribildning, och den utveckling som varit i Sverige, utgör en bakgrund när olika ansatser diskuteras för att få myndigheter att göra mer av samhällsekonomiska analyser av styrmedel. Mot denna bakgrund diskuteras i kapitel 5 förekomst och behov av uppföljning av politiska mål, regelbundna uppdateringar av kalkylmetod och effektsamband samt oberoende granskningar av metoder och kalkyler.

3 Kunskapsläget beträffande partiklars och kvävedioxids hälsoeffekter

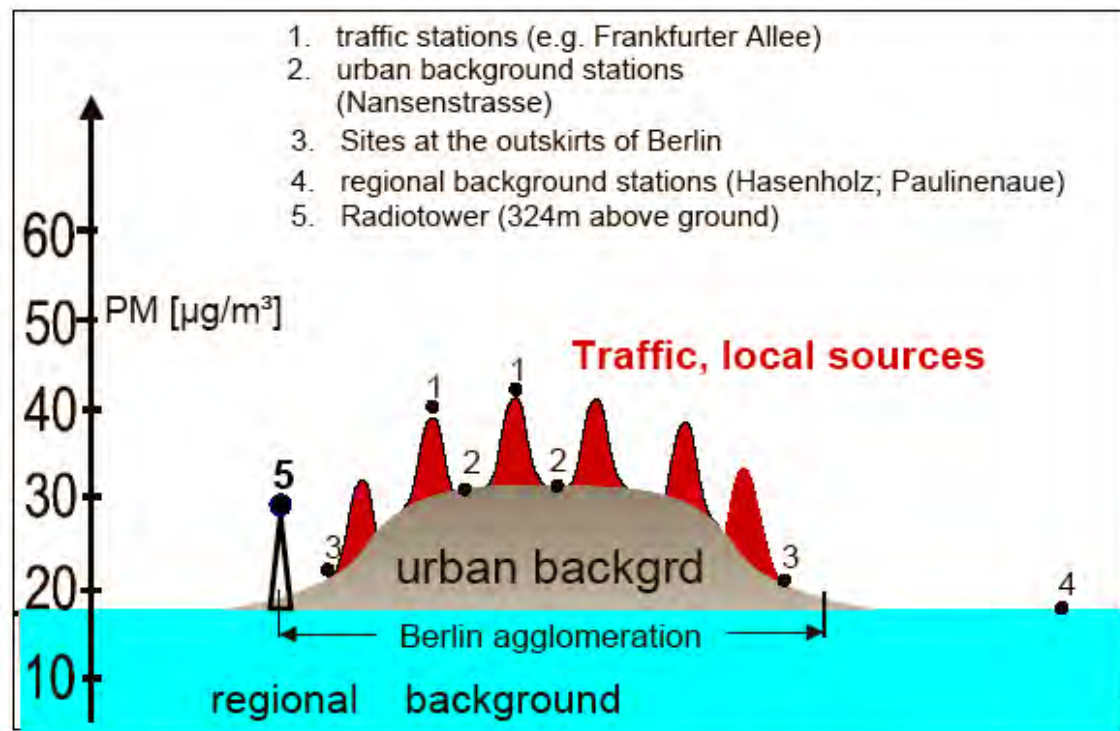
Olika mänskliga aktiviteter leder till emissioner som i sin tur påverkar förekomsten av föroreningar i luften. De emissioner som anses ge upphov till betydande hälsoeffekter är de orsakade av förbränning, allt från husuppvärmning till bilars förbränningsmotorer. För uppmätta överskridanden av PM_{10} i Sverige är dock bidraget av större partiklar från vägslitage och uppvirvling av störst betydelse. Det är alltså ett flertal olika ämnen och olika källor som bidrar till luftföroreningarna i ett visst område. Effekterna av dessa emissioner skiljer sig också åt, medan vissa främst har en påverkan på människors hälsa medför andra en påverkan på naturmiljön genom att de bidrar till försurning och övergödning. Under årens lopp har också många åtgärder genomförts för att minska utsläppen av farliga ämnen. Ett exempel är reduktionen av bly i fordonsbränsle.

Att den utformning av miljö kvalitetsnormerna som Sverige valt har påverkat uppfattningen om luftkvalitetsproblemet storlek framgår av flera rapporter från Naturvårdsverket. I Naturvårdsverket (2008b) uppges att verket fått in anmälningar för överskridande av det svenska gränsvärdet för kvävedioxid från nio områden i Sverige. Det är dock enbart längs enstaka gator i Stockholm, Göteborg och Umeå som även EU:s gränsvärde överskrids. För PM_{10} konstateras det i Naturvårdsverket (2004 sid. 26) att miljö kvalitetsnormernas dygnsvärde inte överskrids i urban bakgrund i Sverige, dvs. tätorters och städers taknivå. Däremot överskrids detta värde i trafikbelastade miljöer (i gatunivå). Huruvida detta fortfarande är fallet framgår inte av Naturvårdsverket (2008b) men det är troligt eftersom det finns rapporter om minskade halter i gatunivå. En slutsats som dras i Naturvårdsverket (2004a) är också att risken för överskridande skulle minska om partiklar mättes som $PM_{2,5}$ vilket visat sig stämma enligt den utredning som nyligen genomförts angående miljö kvalitetsnormer för $PM_{2,5}$ (Naturvårdsverket, 2008b).

3.1 Emissioner och halter

För att kunna övervaka luftkvaliteten genomför kommuner och Naturvårdsverket luftkvalitetsmätningar. Det finns därför en god kunskap om hur framförallt halterna av kväveoxider (NO_x) och PM_{10} i utomhusluft förändrats över tid. Det finns även en omfattande forskning om vilka källorna till olika ämnen är och hur ämnen sprids kring en utsläppskälla. Allmänt sett är det så att halterna minskar ganska snabbt med avståndet till en utsläppskälla. Haltmätningar visar också att halterna är betydligt högre i tätorter än i omgivande områden. Man kan därför beskriva det som att i luftkvalitetshavet så syns tätorter som öar. Halterna är oftast högst i gaturummet²⁵ dvs. området nära vägen, se Figur 2.

²⁵ Med gatunivå avses halterna i vägars närområde och det är här som miljö kvalitetsnormerna enligt Naturvårdsverket ska utvärderas (SMHI, 2005). En mer exakt definition av vad som avses med gatunivå anges i Luftguiden (Naturvårdsverket, 2006). I denna sägs bl.a. att intaget till provningsutrustningen bör vara placerad mellan 1,5 till 4 meter över marknivå. Utrustningen bör placeras minst 25 meter från större vägkorsningar, minst 4 meter från mitten av närmaste körfält och vid närliggande bebyggelse ca 1 meter från fasad. Vidare sägs att intaget bör placeras högst 5 meter från trottoarkanten. I Luftguiden (2006) sägs det dock också att EU-direktivet tillåter mätning på upp till 8 meters höjd om mätningen ska representera större områden.



Figur 2 Halter av partiklar i gatunivå och i bakgrund i städer och på landsbygd. (Källa: WGPM, 2004.)

Den tidiga forskningen om luftkvalitet fokuserade på utsläpp av kväveoxider och svaveldioxid som bidrog till försurning och övergödning. Källorna till dessa utsläpp är förbränning och orsakas exempelvis av fordonens motorer och av energianläggningar. Det är också dessa ämnen som är i fokus inom EU och USA när det gäller hälsoeffekter av partiklar eftersom de efter utsläpp genom kemiska processer övergår från gasform till att bilda sekundära partiklar som nitrat och sulfat (Milieu Ltd, 2004). Det är vanligt att skilja på direktemitterade förbränningspartiklar och sekundära partiklar som skapas genom kemisk omvandling i luften (framförallt nitrat och sulfat).

Därmed har även mycket av diskussionen om åtgärder, t.ex. i EU:s CAFE program²⁶, fokuserat på hur utsläpp av kvävedioxid och svaveldioxid kan minskas (Milieu Ltd, 2004). Eftersom den tidiga forskningen fokuserade på kvävedioxid och svaveldioxid förklarar det varför man i EG-direktivet om luftkvalitetsnormer för PM₁₀ öppnat för möjligheten för undantag om andra typer av partiklar bidrar till höga halter. Det är inte bara i Sverige som grova partiklar kan lämna stora bidrag till halterna. I Spanien exempelvis kan sandstormar i Sahara orsaka en intransport av grova partiklar. Samma problem finns på olika platser i USA och där får man vid beräkning av genomsnittshalt dra bort mätvärden orsakade av s.k. episoder.

Relationen mellan förekomsten av olika ämnen i uppmätta halter skiljer sig alltså åt mellan olika områden pga. lokala förhållanden²⁷. I Sverige är som nämnts ett stort problem de emissioner som genereras från vägslitage. I Tabell 1 illustreras vilken betydelse detta får för skillnader i luftkvaliteten i Sverige jämfört med centrala EU. Det

²⁶ Se fotnot 16.

²⁷ Det finns flera orsaker till att halterna kan vara höga i ett geografiskt begränsat område. I Sverige uppstår höga partikelhalter kring vissa gator under våren då vägbanorna torkar och vägdammer virvlar upp. Vintertid kan det i stället vara inversion lokalt vilket innebär att luften står still till följd av att ett "lock" förhindrar omblandning mellan olika luftlager. Detta innebär en ökad risk för höga halter av kvävedioxid och andra förbränningsrelaterade emissioner.

som redovisas är årlig genomsnittshalt från 13 svenska städer och motsvarande för centrala EU. Uppgifterna är hämtade från en genomgång av befintlig kunskap som genomfördes inom ramen för EU:s CAFE program (WGPM, 2004, tabell 6.2)²⁸. Det som anges i tabellen är uppmätta totalhalter av PM₁₀ respektive av PM_{2,5} samt hur stort bidrag till dessa halter som utgörs av kolpartiklar (elementärt och organiskt), mineralpartiklar och sekundära partiklar²⁹. Ursprunget till dessa halter är lokal förbränning för kolpartiklar, framförallt vägslitage för mineralpartiklar och intransport från andra områden för sekundära partiklar.

Tabell 1 Partikelhalter i olika områden i EU (genomsnittshalter, µg/m³).

	Centrala EU		Norra EU (Sverige)	
	Gatunivå	Urban bakgrund	Gatunivå	Urban bakgrund
PM₁₀ (µg/m³)	30–53	24–38	26–51	17–23
<i>Varav kol</i>	16–21	6–9	5–6	2–3
<i>Varav mineral</i>	4–8	3–5	17–36	7–9
<i>Varav sekundärt</i>	8–13	7–13	3–5	3–5
PM_{2,5} (µg/m³)	22–39	16–30	13–19	8–15
<i>Varav kol</i>	8–16	5–8	5–6	2–3
<i>Varav mineral</i>	1–2	0,4–2	4–6	2–4
<i>Varav sekundärt</i>	7–11	6–11	3–5	3–5

Av Tabell 1 framgår att halterna mätt som PM₁₀ är i samma storleksordning i norra och centrala EU medan halterna av PM_{2,5} är lägre i de nordiska länderna. En förklaring till det senare är att bidraget från sekundära partiklar är ungefär hälften så stort i norra EU som i centrala delar. Den stora skillnaden i halter, vilket också förklarar att halterna av PM₁₀ är så höga i norr, är bidraget från slitage. Halten av mineralpartiklar är 4 gånger så hög i norra Europa som i Centrala EU i gatunivå och ungefär dubbelt så hög i taknivå.

Ett annat sätt att illustrera skillnader i luftkvalitet för partiklar är att ange förhållandet mellan partiklar av olika storlek. Denna information återges i Tabell 2 där resultaten är framräknade utifrån värdena i Tabell 1. Vi har räknat fram kvoten mellan halten i gatunivå och halten i urban bakgrund (taknivå) samt kvoten mellan PM_{2,5} och PM₁₀.

Tabell 2 Halter och relationer mellan halter i centrala och norra EU.

	Centrala EU		Norra EU		Centrala EU	Norra EU
	Gatunivå	Urban bakgrund	Gatunivå	Urban bakgrund	Gatunivå/ Urban bakgrund	Gatunivå/ Urban bakgrund
PM₁₀ (µg/m³)	30–53	24–38	26–51	17–23	1,25–1,39	1,5–2,21
PM_{2,5} (µg/m³)	22–39	16–30	13–19	8–15	1,4–1,3	1,6–1,26
PM_{2,5}/PM₁₀	0,73–0,73	0,66–0,79	0,5–0,37	0,47–0,65		

²⁸ Vi har inte tagit med värden för det marina bidraget som finns med i ursprungstabellen.

²⁹ PM₁₀ och PM_{2,5} är mått som beskriver storleken på partiklarna som mäts. Uppmätta halter av PM_{2,5} är en delmängd i uppmätta halter av PM₁₀.

Av tabellen framgår att kvoten mellan $PM_{2,5}$ och PM_{10} skiljer sig åt. Fina partiklar utgör en högre andel i centrala EU där kvoten är 0,75 medan den är 0,5 i norr. Forsberg et al. (2005) redovisar liknande resultat för Sverige. De visar också att PM_{10} halterna avtar längre norrut i Sverige vilket beror på att bidraget av sekundära partiklar minskar med avståndet till den europeiska kontinenten. Av Tabell 2 framgår också att det finns en skillnad i relationen mellan halterna i gatu- och taknivå där skillnaden mellan gata och tak är större i norra EU. Denna skillnad beror på att partiklar från vägslitage, som är grövre, i mindre utsträckning sprids till omgivningen. Enligt Haeger-Eugensson (2006) är kvoten mellan halten i gatunivå och urban bakgrund för PM_{10} i genomsnitt 1,8 i Sverige och något högre för de norra delarna av landet. Slitagepartiklar bidrar därför framförallt till förekomsten av lokala variationer i halter, både geografiskt och över tid.

För kvävedioxid är situationen mer komplex eftersom denna förorening deltar i kemiska reaktioner i luften så halten beror på förekomsten av reaktiva ämnen såsom ozon. Johansson och Forsberg (Naturvårdsverket, 2005) konstaterar att det avgörande för halten av NO_2 är förändringen i totala utsläppen av kväveoxider samt ozonhalterna (där de senare påverkas av solinstrålningen). De konstaterar därför att halten av kvävedioxid är en betydligt sämre indikator för påverkan på luftkvaliteten av vägtrafikens utsläpp än den totala halten av kväveoxider.

3.2 Hälsoeffekter, gränsvärden och kvantifiering

De miljökvalitetsnormer som idag tillämpas är utformade till skydd för människors hälsa. De är framförallt utformade utifrån riktlinjer och gränsvärden framtagna av Världshälsoorganisationen (WHO). Den information som presenteras nedan är hämtad från WHO Global Update 2005 (WHO, 2010). WHO tar fram denna information för att ge världens länder ett underlag för att arbeta med luftkvalitetsfrågor. Det är dock upp till länderna själva att utforma nationell lagstiftning utifrån rådande förhållanden vilket beskrivs i denna text som är hämtad från rapporten:

“Air quality standards, on the other hand, are set by each country to protect the public health of their citizens and as such are an important component of national risk management and environmental policies. National standards will vary according to the approach adopted for balancing health risks, technological feasibility, economic considerations and various other political and social factors, which in turn will depend on, among other things, the level of development and national capability in air quality management. The guideline values recommended by WHO acknowledge this heterogeneity and, in particular, recognize that when formulating policy targets, governments should consider their own local circumstances carefully before adopting the guidelines directly as legally based standards.”

WHO utfärdar riktlinjer för luftkvalitet ungefär vart femte år (WHO, 2010). Ursprungligen var den förorening som var i fokus sot men sedan 1990-talet har riktlinjerna gällt PM_{10} eftersom partiklar av denna storlek tar sig ner i människans andningsorgan. Den forskning som bedrivits har dock framförallt påvisat effekter på dödlighet av sekundära partiklar och därför har man under senare år även tagit fram riktlinjer för finare (dvs. mindre) partiklar ($PM_{2,5}$).

WHO:s riktvärden är utfärdade utifrån den nivå där någon form av hälsopåverkan påvisats i medicinska studier. De konstaterar dock att det är möjligt att hälsan påverkas även vid lägre halter men hur stor denna påverkan är finns det inte kunskap om. Vanligtvis antas linjära effektsamband vilket innebär att varje enhet utsläpp medför samma ytterligare hälsopåverkan oavsett vilka förhållanden och halter som gäller i

övrigt. Ett vanligt antagande är att det inte finns tröskleffekter, dvs. att det inte finns nivåer under vilken hälsopåverkan är noll.

Forskning under senare tid har även påvisat att mindre partiklar, vilka framförallt är primära partiklar orsakade av förbränning, kan ha en större effekt på människors hälsa än de som effektsambanden för PM_{2,5} visar. WHO (2010) bedömer dock att underlaget om dessa är för osäkert för att utforma riktlinjer.

För kvävedioxid konstaterar även WHO (2010) att det är komplext att fastställa effektsamband. Detta beror på att den är reaktiv och ombildas ganska kort tid efter emissionen sker. Det är också problematiskt eftersom den korrelerar väl med andra föroreningar som är orsakade av förbränning och transporter. Den används därför ofta som en indikator för andra luftföroreningar i epidemiologiska studier varför effekter som kan tyckas vara orsakade av NO₂ egentligen har en annan orsak.

Ursprungligen infördes riktlinjer för NO₂ eftersom NO₂ i djurstudier visat sig orsaka akut förgiftning. Aktuell forskning har dock inte kunna påvisa någon sådant samband för människor. Däremot har man funnit att den bidrar till att förvärra effekter av sjukdomar i luftvägarna, speciellt vid högre halter av NO₂. WHO (2010) rekommenderar därför oförändrade riktlinjer för NO₂, trots osäkerheten om denna förorenings faktiska effekter. En orsak är att fortsatta mätningar gör det möjligt att övervaka hur utsläppen förändras över tid.

Det finns riktvärden för årsmedelvärde och riktvärden för dygnsmedelvärde där de senare är införda för att undvika att episoder leder till akuta dödsfall eller framkallande av akuta sjukdomssymptom. WHO (2010) konstaterar att halter av luftföroreningar ska mätas på platser som är representativa för befolkningens exponering. De konstaterar också att det kan finnas platser där halterna blir extra höga, t.ex. i närhet av väg eller större energianläggningar, vilket kan kräva speciella åtgärder.

De gränsvärden som anges i EG-direktiv och de miljö kvalitetsnormer som antagits i Sverige skiljer sig från WHO:s riktvärden. En sammanfattning av WHO:s rekommenderade riktvärden, EU:s gränsvärden och nivåerna för de svenska miljö kvalitetsnormerna (MKN) återfinns i Tabell 3.

Tabell 3 Rikt- och gränsvärden för partiklar och kvävedioxid (medelvärde, µg/m³).

	WHO			EG-direktiv (2008/50/EG)			Miljöbalkens miljö kvalitetsnorm		
	Årligt	Dygn	Timme	Årligt	Dygn	Timme	Årligt	Dygn	Timme
PM ₁₀	20	50		40	50		40	50 (35 ggr/år)	
PM _{2,5}	10	25		25			20		
NO ₂	40		200	40		200	40	60	90

För partiklar är WHO:s riktvärden för årligt medelvärde lägre än de gränsvärden som anges i EG-direktiven. Vi har inte undersökt den exakta motiveringen till detta men det är värt att notera att WHO:s värden i tabellen är lågrisknivåer som motsvarar det som (troligtvis) krävs för att inga hälsoeffekter ska uppstå. Det är möjligt att EU:s något högre nivåer har framkommit utifrån en avvägning mellan kostnader och nyttor av att åstadkomma ytterligare haltreduktioner³⁰. EU har dock valt att tillämpa samma gränsvärde som WHO per dygn för PM₁₀ men inte valt att använda WHO:s riktvärde för

³⁰ Att denna typ av avvägningar kan ligga till grund för de målnivåer som anges i EG-direktiv diskuteras i SOU 2010:17.

PM_{2,5}. En möjlig förklaring till är att de grova partiklarna framförallt antas ha kort-siktiga effekter som påverkas av kortidsexponering men att detta inte är fallet för PM_{2,5}. Sverige har antagit EU:s krav för PM₁₀ men har enligt förslaget till förordning ett strängare krav för PM_{2,5} (det anges även ett gränsvärde på 25 µg/m³ men det gäller halter i gatunivå, se Naturvårdsverkets, 2008b).

För kvävedioxid har Sverige samma årsmedelvärde som WHO och EU men Sverige har en mera långtgående gräns för timmedelvärde och även ett gränsvärde för dygn. Naturvårdsverkets förklaring till detta är bl.a. att nivåerna är anpassade till de gränsvärden som gällde innan införandet av miljö kvalitetsnormerna i Sverige (Naturvårdsverket, 2008b)³¹.

För att beräkna hälsokostnaden krävs ett mått på den exponering som människor i ett område utsätts för i genomsnitt under ett år eller ett dygn, effektsamband som beskriver hur ett visst utsläpp påverkar människors hälsa samt ekonomisk värdering hämtade från sjukvårdsdata och värderingsstudier av hälsorisker. I den vetenskapliga litteraturen om mätning och modellering av halter skiljer man ofta mellan gatunivå, taknivå och urban bakgrund (jmf Figur 2). Mätning i gatunivå ger högre halter och visar på situationen lokalt. Taknivå kan vara representativ för ett visst område i en tätort medan urban bakgrund ska representera den genomsnittliga exponeringen i en tätort.

De effektsamband som används vid kvantifiering av hälsoeffekter är oftast hämtade från epidemiologiska studier där sambandet mellan förekomsten av sjukdom och variationer i halter skattats. Det mått på halter som används i dessa studier är hämtade från mätningar av halter i urban bakgrund. Det är därför dessa halter som ska användas för exponeringsberäkningar, framförallt om det är långtidsexponeringen som är av störst betydelse (Persson och Haeger-Eugensson, 2006). För vissa föroreningar kan det dock finnas anledning att fastställa gränsvärden utifrån halter där människor vistas under kortare tid och där det finns risk för extremt höga halter. Detta gäller exempelvis kvävedioxid där normerna infördes eftersom det fanns toxikologiska studier som pekade på att den var giftig vid höga halter. Även i detta fall är dock grunden för beräkning av hälsoeffekter halterna i urban bakgrund.

Som tidigare nämnts är skillnaderna mellan halterna i gatunivå jämfört med taknivå i vissa fall stora. Om det finns individer som tillbringar längre tider i miljöer med de högre halterna kan de således drabbas mer av hälsoproblem än vad de som tillbringar merparten av tiden i miljöer med urbana bakgrundshalter. Data och metoder tillåter dock inte att effektsambanden beräknas på individnivå.

Tolkningen av vilka platser som är representativa för befolkningens exponering verkar dock skilja sig åt mellan olika länder. I USA har man fram till nu endast genomfört mätningar i urban bakgrund medan tolkningen av vad som är representativa platser verkar skilja sig åt mellan EU-länder (WGPM, 2004)³². I Sverige anges det i förordningen (NFS 2006:3) att årsmedelvärden bör tillämpas för den luft som enskilda människor exponeras för under längre tid. Värden för timme och dygn bör tillämpas på platser där människor vistas under kortare tider, t.ex. på parkeringsplatser och i parker

³¹ Sverige har även delmål för kvävedioxid och PM₁₀. Dessa är skarpare än de gränsvärden som anges i miljö kvalitetsnormerna, se <http://www.miljomal.se/2-Frisk-luft/Delmal/>. Nedladdat 2010-05-29. En enskild tjänsteman har därför flera olika målnivåer att förhålla sig till när behovet av åtgärder ska utvärderas.

³² Det ideala vore att veta halterna på alla de platser där människor vistas och hur länge man vistas på olika platser. Då kan varje halt vägas samman med vistelsetid per individ. Detta kräver dock väsentligt mer data och har därför inte använts i epidemiologiska studier. Det pågår dock forskning kring förhållandet mellan halter i urban bakgrund exempelvis och en persons genomsnittliga exponering under en dag som uppmätts med personburna mätare.

samt vid trottoarer och längs med gång- och cykelvägar. Uppmätta halter ska dock vara representativa för miljöer som är större än 200 m² enligt Luftguiden (Naturvårdsverket, 2006). Enligt Persson och Haeger-Eugensson (2006) är det många kommuner som mäter i urban bakgrundsmiljö vilket kan vara i en park eller vid en gågata ca 5–8 m ovan mark.

4 Miljökvalitetsnormer – kartläggning av beslutsfattande, beslutsunderlag och effekter

Denna del baseras huvudsakligen på information från skriftligt underlag som tagits fram med anledning av miljökvalitetsnormerna för partiklar och kvävedioxid. Framförallt handlar det om dokumentation hos Naturvårdsverket som är ansvarig myndighet samt olika offentliga utredningar och propositioner. För åtgärdsprogrammen är information i stället hämtad från länsstyrelser och kommuner eftersom beslut om dessa fattas på regional och lokal nivå. För dessa har vi både tagit del av skriftlig dokumentation och även genomfört intervjuer. Vi har även tagit del av dokumentation som tagits fram av Vägverket eftersom de varit en sektorsmyndighet i miljömålsarbetet men även genomfört utredningar och utformat åtgärdsförslag till följd av regeringsuppdrag.

4.1 Beslutsfattare

Ytterst ansvarig för att genomföra EG:s direktiv är som tidigare nämnts regering och riksdag. Ansvarig myndighet är Naturvårdsverket som har en central roll i utvecklingen av miljölagstiftningen bland annat genom att ge underlag till regeringen i olika frågor. Naturvårdsverket är också miljömålsansvarig myndighet för 10 av de 16 miljömålen. Vidare meddelar verket föreskrifter och allmänna råd till miljöbalken som ges ut i Naturvårdsverkets författningssamling, NFS. För utomhusluft gäller NFS 2006:5 som i första hand ger vägledning för kommuner och kommunala samverkansorgan vid tillämpning, mätning, annan kontroll och kvalitetssäkring av miljökvalitetsnormer för utomhusluft.

Naturvårdsverket har det primära ansvaret för att initiera nya haltgränser i Sverige och föreslår miljökvalitetsnormernas haltgränser med ledning av råd från svenska experter och riktlinjer från WHO. Det första dokumentet som utgör ett beslutsunderlag för miljökvalitetsnormer i svensk lagstiftning är *Miljökvalitetsnormer, ett nytt verktyg i miljöpolitiken* (Naturvårdsverket, 1997) och Naturvårdsverket (1998). Dessa ligger till grund för införandet av miljökvalitetsnormerna. Flera utredningar har dock följt efter detta och vår dokumentation sträcker sig fram till Naturvårdsverkets nya förordningsförslag i Naturvårdsverket (2008b) som tagits fram med anledning av det nya EG direktivet.

Ansvar för att kontrollera att miljökvalitetsnormerna uppfylls vilar på kommunerna (SFS 2001:527 10 §). Kontrollen ska ske genom mätningar, beräkningar eller annan objektiv uppskattning. Kommunerna ska också underrätta Naturvårdsverket om kontrollen visar att haltgränserna kan antas komma att överskridas i kommunen. Då ska Naturvårdsverket, undersöka behovet av ett åtgärdsprogram, och om ett sådant behov föreligger rapportera detta till de berörda länsstyrelserna. Den länsstyrelse som fått en sådan anmodan ska antingen själv upprätta förslag till ett åtgärdsprogram eller överlämna ansvaret för detta till en eller flera kommuner. Ett samråd ska genomföras av ett förslag till åtgärdsprogram där de kommuner och myndigheter som berörs ska försöka komma överens om de åtgärder som föreslås. Finns det oklarheter om behov av eller innehåll i ett åtgärdsprogram är det regeringen som ska fälla det slutgiltiga avgörandet av utformningen. För närvarande arbetar Naturvårdsverket med en vägledning om hur dessa ärenden kan hanteras. Den beräknas vara klar under 2010.

4.2 Beslutsunderlag vid införande av miljö kvalitetsnormerna

Vilka kriterier eller underlag som skulle ligga till grund för en miljö kvalitetsnorm diskuterades i Naturvårdsverket (1997). I denna rapport slogs det fast att miljö kvalitetsnormerna enbart ska ”ta fasta på vad människan tål, utan hänsyn till ekonomiska eller tekniska förhållanden”. De skulle dock baseras ”på tillräckligt goda vetenskapliga underlag”. I rapporten (Naturvårdsverket, 1997, sid. 11) sammanfattades fem övergripande kriterier som ansågs behöva vara uppfyllda för att införandet av en miljö kvalitetsnorm skulle vara verkningsfull:

- det ska finnas ett miljö- eller hälsoproblem som är orsakat av flera aktörer eller föroreningskällor
- det finns ett underlag om problemets omfattning och geografiska fördelning
- det finns ett vetenskapligt underlag om effekter och en därpå grundad bedömning av vilket miljö tillstånd, vilken nivå som är långsiktigt önskvärd
- åtgärds möjligheterna ska vara klarlagda
- det finns metoder och resurser för att övervaka att normen följs.

I rapporten diskuterades dock att vissa avsteg från dessa kriterier kan vara berättigade med hänvisning till försiktighetsprincipen. Det gällde framförallt kravet på vetenskapligt underlag för vilka nivåer på miljö kvalitetsnormerna som var önskvärda. En slutsats i Naturvårdsverket (1997) var också att det för partiklar saknades ett tillräckligt underlag för att fatta beslut.

Även åtgärdsplanerna diskuterades i rapporten. Det konstaterades att ett omfattande förberedelsearbete behövdes innan en miljö kvalitetsnorm infördes och att detta arbete oftast skulle behöva involvera regionala och i vissa fall lokala aktörer. Dessa analyser skulle belysa vilken förvaltningsnivå som hade bäst förutsättning att kostnadseffektivt minska luftföroreningarna. Därmed skulle ansvaret för att upprätta åtgärdsplanerna kunna läggas på en förvaltningsnivå som bäst kunde genomföra åtgärderna i planen. I rapporten diskuterades s.k. regionala åtgärdsanalyser och syftet med dessa skulle vara dels att ”regeringen ska få en väl underbyggd bild av vilka konsekvenser en miljö kvalitetsnorm kan få”, dels att ”ge de regionala aktörerna ett tillfälle att i ett tidigt skede utveckla lösningar – drivna av uppsatta mål och egeninsikt” (Naturvårdsverket, 1997 sid. 12–13). Det diskuterades också i rapporten att när åtgärdsplanerna berör många aktörer eller medför stora konsekvenser så skulle särskilda krav behöva ställas på processen som leder fram till en åtgärdsplan. Exempel på sådana krav är att åtgärdernas innebörd och konsekvenser skulle redovisas. Det påpekades också att normerna kan leda till ett omfattande och långsiktigt åtgärdsarbete. I rapporten konstaterades dock att arbetet med de regionala åtgärdsprogrammen inte har kunnat genomföras för miljö kvalitetsnormerna för luft.

I Naturvårdsverket (1997) finns också vissa uppgifter om hur människor påverkas av dessa föroreningar. Det anges att antalet personer som är exponerade för halter av kvävedioxid som är högre än riktvärdet minskat från 290 000 personer 1990 till 40 000 personer 1997 men ingen kvantifiering görs av hälsoeffekterna. För PM₁₀ refereras i rapporten till miljö hälsoutredningen (SOU 1996:124, Bilaga 1 sid. 60) som gav bedömningen att antalet sjukhusfall var 150 stycken per år även om siffran betraktades som osäker. När man sedan i rapporten sammanfattar sina bedömningar av behovet av normvärden för kvävedioxid och PM₁₀ redovisas dock inga bedömningar av omfatt-

ningen av hälsoeffekterna av dessa ämnen och inte heller ges några referenser till sådana bedömningar.

Däremot förs diskussioner i andra utredningar som pekar på varifrån underlaget till beslut kommer och vilka överväganden som gjorts. Enligt en utredning om miljörelaterad ohälsa som redovisas i SOU 1996:124, *Miljö för en hållbar hälsoutveckling*, fanns redan då gränsvärden för luftkvalitet i tätorter som utfärdats av Naturvårdsverket. Dessa gränsvärden ska enligt utredningen ”i stort sett överensstämna med det miljömedicinskt grundade förslag som Institutet för Miljömedicin tagit fram som underlag” (SOU 1996:124 sid. 53).

I slutbetänkandet från Miljömålskommittén (SOU 2000:52) och i en utredning gjord av Naturvårdsverket gällande miljö kvalitetsnormerna (Naturvårdsverket, 2000) anges att IMM tagit fram ett riktvärde för inandningsbara partiklar (PM₁₀). Vi har sökt efter denna underlagsrapport eftersom det i Naturvårdsverket (2000) uppges att det underlag som IMM tagit fram föranlett en diskussion. Detta eftersom IMM menar att nivån på en miljö kvalitetsnorm måste sättas strängare än vad direktivet kräver för att motsvara miljöbalkens ambitionsnivå. Vi har dock inte funnit denna rapport men den tolkning IMM gör framgår av följande citat som är hämtat från en annan rapport IMM publicerade vid denna tidpunkt (Yngvesson och Pershagen, 1999, sid. 23): ”Till skillnad från gränsvärden och riktvärden skall miljö kvalitetsnormer enbart ta fasta på vad människan och naturen tål, utan hänsyn till ekonomiska eller tekniska förhållanden”.

Enligt Yngvesson och Pershagen (1999, sid. 25) är den bedömning IMM gör för kvävedioxid följande: ”Trots att studierna inte är helt överensstämmande bedöms den lägsta effektnivån till 200 µg/m³. Med en säkerhetsmarginal på 2 rekommenderas ett entimmes riktvärde på 100 µg/m³”. Om partiklar sägs det i rapporten att IMM har ett uppdrag att utreda detta. Det anges också vissa värden och även här används en säkerhetsmarginal på 2.

För partiklar framgår det av SOU 2000:52 att kunskapen om att partiklar av olika storlek har olika hälsopåverkan fanns redan då gränsvärdena för PM₁₀ lades fast. I denna utredning anges att ”det finns flera skäl som talar för att de allvarigare hälsoeffekterna främst kan knytas till de finaste partiklarna” samt att: ”Avsaknaden av ett etappmål för PM_{2,5} får därför inte innebära att åtgärder för att minska utsläppen skjuts upp”. I utredningen föreslås därför att Naturvårdsverket ska få i uppdrag att ta fram etappmål för partiklar mindre än PM_{2,5}. Denna fråga lyfts även i underlagsrapporten till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet (Naturvårdsverket, 2003) samt i nästa utvärdering av miljö kvalitetsnormerna som styrmedel Naturvårdsverket (2004a). I bägge dessa rapporter beskrivs utförligt att partiklar av olika storlek har olika ursprung och följande slutsats dras i Naturvårdsverket (2004 sid. 28): ”Kunskaperna är idag bristfälliga om sambanden mellan hälsoeffekter och partiklarnas sammansättning eller mellan hälsoeffekter och olika källor till partiklar. Sådana kunskaper kan i framtiden förväntas få stor betydelse för riskbedömningen och för tänkbare åtgärder.”

Det dröjer dock fram till 2007 innan Naturvårdsverket får i uppdrag att ta fram förslag till miljö kvalitetsnormer för PM_{2,5}. Ett förslag till en ny förordning redovisas i Naturvårdsverket (2008b). Där uppger Naturvårdsverket att den totala hälsokostnaden för PM_{2,5}-halterna som överstiger nivån i regional bakgrund (4 µg/m³) är 23 miljarder kronor per år. I förslaget diskuteras även de undantag som det nya, men delvis även det gamla direktivet, gav möjlighet till. Enligt dir 1999/30/EG och det nya dir 2008/50/EG finns det möjlighet att göra anpassningar i beräkningen av överskridanden när det finns anledning att tro att naturliga källor bidrar till överskridande av PM₁₀. Det är möjligt att

räkna bort bidrag till halterna från vintersandning exempelvis. Här gör dock Naturvårdsverket samma bedömning som i tidigare utredningar nämligen att detta inte är en orsak till överskridanden i Sverige.

Det framgår också att ett land får lämna in begäran om förlängd tidsfrist om PM_{10} -normen överskrids. Förlängning kan ges om något av följande kriterier är uppfyllda: platsspecifika spridningsförhållanden, ogynnsamma klimatförhållanden och gränsöverskridande luftföroreningar. Naturvårdsverket skriver i sin rapport gällande platsspecifika förhållanden att dubbelsidig bebyggelse vid en väg kan betraktas som platsspecifikt spridningsförhållande ”om man kan visa att överskridandet enbart är lokaliserat till denna väg och inte överträds på andra platser i området”. Baserat på detta blir slutsatsen (Naturvårdsverket 2008b, sid. 110): ”Naturvårdsverket förordar dock att Sverige inte ansöker om en ytterligare tidsfrist för att klara EU:s gränsvärden. Vår bedömning är att kriterierna för att kunna erhålla förlängd tidsfrist för partiklar inte uppfylls för de berörda områdena.” Detta är i motsats till andra länder, t.ex. Finland, som har sökt om förlängning (Finlands kommunförbund, 2001).

Naturvårdsverket (2008b) är den första av de utredningar om miljö kvalitetsnormer som vi tagit del av där kvantifierade nyttor eller kostnader uppgetts. Naturvårdsverket har i rapporten utrett kostnaderna för miljöövervakning. Dessutom har IVL på uppdrag av Naturvårdsverket genomfört en beräkning av hälsokostnaderna som partikelutsläpp i Sverige förorsakar (Persson et al, 2009). Deras underlag är dock betydligt mer utförligt än vad som återges i Naturvårdsverkets rapport. I studien beräknas exempelvis både den totala hälsokostnaden för PM_{10} och för $PM_{2,5}$ i Sverige utifrån det bidrag till halterna som antas vara lokalt genererade. Beräkningarna i rapporten baseras på antagandet att förbränningspartiklar och slitagepartiklar har olika påverkan på människors hälsa. Det resultat man redovisar är en total kostnad för PM_{10} på ca. 26 miljarder och en kostnad för $PM_{2,5}$ på 23 miljarder. Författarna påpekar att dessa belopp inte kan summeras eftersom $PM_{2,5}$ utgör en stor andel av PM_{10} . De konstaterar i stället att detta ytterligare belägger att det framförallt är fina partiklar som ger upphov till stora hälsokostnader.

Rapporten innehåller också information om värdet av olika stora haltminskningar av $PM_{2,5}$ i Sverige, dvs. en sorts uppskattning av de marginella hälsokostnaderna av ytterligare utsläpp. Hälsoeffekterna och deras värde räknas fram för minskningar av halten till 20, 15 respektive $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. En minskning från nuvarande nivåer ned till en nivå på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beräknas leda till hälsovinster motsvarande 7 miljarder kronor. Denna information presenteras dock inte i Naturvårdsverkets rapport.

4.3 Beslutsunderlag och effekter av fastlagda åtgärdsprogram

Den legala grunden för att planera och vidta åtgärder ges i Miljöbalken 5 kap. 6 § MB. I denna paragraf sägs: ”Förslag till åtgärder bör inte utelämnas även om de t.ex. är kostnadskrävande eller kommer i konflikt med samhällliga mål. Däremot är det viktigt att detta beskrivs inför ett kommande urval av de mest lämpade åtgärderna. Hur genomförandet av åtgärderna skall finansieras bör även anges. Kriterier vid urvalet bör vara att åtgärderna bedöms kunna minska halterna på kort och/eller lång sikt och att de är kostnadseffektiva.” I yttranden gällande behovet av åtgärdsprogram brukar Naturvårdsverket hänvisa till kraven i miljöbalken samt ange att ett åtgärdsprogram ska ”samordna och vidta de mest lämpliga och kostnadseffektiva åtgärderna för att nedbringa halterna så att miljö kvalitetsnormerna klaras” (Naturvårdsverket, 2009c).

För att undersöka i vilken utsträckning samhällsekonomisk analys använts har vi granskat de åtgärdsprogram som tagits fram för de 9 områdena i Sverige där miljö kvali-

tetsnormerna för partiklar och eller kvävedioxid överskrids. En genomgång görs av den information som presenteras i de rapporter som tagits fram som underlag för beslut. För att strukturera upp informationssökningen har ett liknande tillvägagångssätt som i Hahn och Dudley (2007) använts, där de söker efter ett antal informationskomponenter som krävs för att göra en samhällsekonomisk kalkyl alternativt en kostnadseffektivitetsanalys. Vi har även undersökt omfattningen på åtgärdsprogrammen och de resurser som använts vid framtagandet. Slutligen redovisas resultaten från en undersökning om åtgärdsprogrammen som genomförts på uppdrag av Naturvårdsverket.

4.3.1 Beslutsunderlag för åtgärdsprogram för partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid

De första utredningarna som genomförts av åtgärdsplaner är de för Stockholm. År 2000 gav regeringen länsstyrelsen i uppdrag att upprätta ett åtgärdsprogram för att klara miljökvalitetsnormen för kvävedioxid i Stockholms län. I uppdraget angavs att förutom det innehåll som anges i 5 kap 6 § miljöbalken så skulle förslaget till åtgärdsprogram innehålla beräkningar av de kostnader som de föreslagna åtgärderna medför samt förslag om vem som ska ansvara för genomförandet av olika åtgärder och bära kostnaderna för dessa. I juni 2002 begärde så Länsstyrelsen i Stockholm att regeringen även skulle besluta om upprättande av ett åtgärdsprogram för att klara miljökvalitetsnormen för partiklar år 2005 i Stockholms län vilket bifölls och ett förslag presenterades den 1 januari 2004. På liknande sätt har därefter en rad ytterligare länsstyrelser och kommuner givits i uppdrag att föreslå åtgärdsprogram och när detta skrivs finns nio åtgärdsprogram för sju städer.

I Tabell 4 har en sammanställning gjorts av aspekter som ingått i de huvudrapporter som presenterats som underlag för beslut om åtgärder gällande PM₁₀ för de fyra städer som gjort åtgärdsprogram i Sverige; Stockholm, Göteborg, Uppsala och Norrköping. Vi har utgått ifrån de data som skulle behövas för att kunna göra en kostnadseffektivitetsanalys eller en samhällsekonomisk kalkyl av åtgärderna. För sådana analyser krävs information om vilka effekter olika åtgärder har på halterna i ett område, hur detta påverkar befolkningens exponering och vilka hälsoeffekter detta i sin tur leder fram till. Det krävs också information om vilka kostnaderna är för att genomföra åtgärderna samt, om man vill genomföra en samhällsekonomisk kalkyl, en ekonomisk värdering av de olika hälsoutfallen.

I genomgången av underlagen för PM₁₀ har vi även tittat på om utredningen innehåller information om vilket slag av partiklar som bidrar till den totala halten i luften, hur halterna av de olika partikelslagen varierar över tid och på olika platser. Vi har även undersökt om det finns uppgifter om vilka effekter de olika åtgärderna har per partikelslag, tidpunkt och plats. Detta eftersom det länge har varit känt att det förts diskussioner om reglering av finare partiklar. Det diskuteras bl.a. i den utredning om åtgärdsprogram för kvävedioxid som Länsstyrelsen i Stockholms län genomfört (2003).

I Tabell 4 kan vi se att det främst är på vilka platser och hur stort normöverskridandet är som har kvantifierats. För Stockholm anges också en uppskattning av hälsoeffekterna av sänkningar av dygns- och årsmedelvärden. Länsstyrelsen i Stockholm konstaterar också att hälsoeffekterna är olika för olika slag av partiklar. I övrigt kan man konstatera att kvantifieringar i stort sett saknas både för hälsoeffekter och för kostnader. När hänvisning görs till kostnader är det framförallt till förvaltningskostnader, dvs. myndigheternas kostnader för att genomföra olika åtgärder. Det påvisas ingen, eller liten, insikt om att de kostnader för enskilda och företag som uppstår till följd av åtgärderna också ska räknas. Slutsatsen av denna genomgång är därmed att det saknas grundläggande

information i dessa beslutsunderlag vilket innebär att det inte är möjligt att genomföra en samhällsekonomisk kalkyl eller kostnadseffektivitetsanalys av genomförda åtgärder.

Tabell 4 Beslutsunderlag för åtgärdsprogram för PM₁₀.

	Stockholm 2003	Göteborg 2006	Uppsala 2009	Norrköping 2006
Överskridandet kvantifieras	Ja	Ja	Ja	Ja
per geografiskt område [#]	Ja	Ja	Ja	Ja
per partikelslag*	Ja	Nej	Nej	Nej
per tidsperiod	Nej	Ja	Nej	Nej
Exponering kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej
Överskridandets hälsoeffekter kvantifieras	Ja	Nej	Nej	Nej
per partikelslag*	Nej	Nej	Nej	Nej
per slag av hälsoeffekt	Delvis	Nej	Nej	Nej
Åtgärdsprogrammet				
ÅP:ts effekter på halter kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej
per geografiskt område [#]	Nej	Nej	Nej	Nej
per partikelslag*	Nej	Nej	Nej	Nej
ÅP:ts effekter på exponering kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej
ÅP:ts effekter på hälsa kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej
per partikelslag*	Nej	Nej	Nej	Nej
per slag av hälsoeffekt	Nej	Nej	Nej	Nej
ÅP:ts hälsoeffekter värderas	Nej	Nej	Nej	Nej
ÅP:ts kostnader kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej
Enskilda åtgärder				
Enskilda åtgärders effekter på halter kvantifieras	Nej	Nej	Nja	Nja
per geografiskt område [#]	Nej	Nej	Nej	Nej
per partikelslag*	Nej	Nej	Nej	Nej
Enskilda åtgärders effekter på hälsa kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej
per partikelslag*	Nej	Nej	Nej	Nej
per slag av hälsoeffekt	Nej	Nej	Nej	Nej
Enskilda åtgärders hälsoeffekter värderas	Nej	Nej	Nej	Nej
Enskilda åtgärders kostnader kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nja

[#] med per geografiskt område menas att överskridandet eller åtgärdseffekten har redovisats per plats

* med partikelslag avses här grova och fina respektive förbränningpartiklar och förslitningspartiklar

Nja: I något fall

I Tabell 5 har vi sammanställt motsvarande information som ovan för de områden som berörs av åtgärdsprogram för kvävedioxid. De städer som berörs är Stockholm, Malmö, Uppsala, Helsingborg och Umeå. I tabellen kan vi se att det främst är på vilka platser och hur stort normöverskridandet är som har kvantifierats. För Stockholm anges också en (grov) uppskattning av åtgärdsprogrammets effekter på kvävedioxidhalter per geografiskt område (Länsstyrelsen i Stockholm 2003 sid. 53). I övrigt kan man konstatera att kvantifieringar i stort sett saknas både för hälsoeffekter och för kostnader. För några åtgärds-kategorier och för enstaka åtgärder har uppskattningar av direkta kostnader (förvaltningskostnader) redovisats. Dessutom påvisas ingen, eller liten, insikt

om att de kostnader för enskilda och företag som uppstår till följd av åtgärderna men som inte leder till förvaltningskostnader också ska räknas. Inte heller i detta fall finns alltså nödvändig information för att genomföra en kostnadseffektivitetsanalys eller en samhällsekonomisk kalkyl³³.

Tabell 5 Beslutsunderlag för åtgärdsprogram för kvävedioxid.

	Stockholm 200?	Malmö 2007	Uppsala 2009	Helsingborg 2007	Umeå 2007
Överskridandet kvantifieras	Ja	Ja	Ja	Nja	Ja
per geografiskt område [#]	Ja	Ja	Ja	Nja	Ja
per tidsperiod	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja
Exponering kvantifieras	Nej	Ja	Nej	Nej	Nej
Överskridandets hälsoeffekter kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Åtgärdsprogrammet					
ÅP:ts effekter på halter kvantifieras	Ja	Nej	Nej	Nej	Nja
per geografiskt område [#]	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej
ÅP:ts effekter på exponering kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
ÅP:ts effekter på hälsa kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
ÅP:ts hälsoeffekter värderas	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
ÅP:ts kostnader kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Enskilda åtgärder					
Enskilda åtgärders effekter på halter kvantifieras	Nej	Nej	Nja	Nej	Nja
per geografiskt område [#]	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Enskilda åtgärders effekter på hälsa kvantifieras	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Enskilda åtgärders hälsoeffekter värderas	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Enskilda åtgärders kostnader kvantifieras	Nja*	Nej	Nej	Nej	Nej

[#] med per geografiskt område menas att överskridandet eller åtgärdseffekten har redovisats per plats

* direkta kostnader i några fall

Nja: i något fall

Beslutsunderlagen för åtgärdsprogrammen har också studerats med avseende på indikationer på det som vi valt att kalla fokusering på normuppfyllelse. Med detta menas att utredningarna framförallt fokuserar på åtgärder som kan förväntas få minskande effekt på halterna så att miljö kvalitetsnormernas gränsvärden nås utan vidare analys av förväntade hälsoeffekter totalt sett. Att normer som styrmedel kan få sådana effekter diskuteras, som nämnts i inledningen, i psykologisk litteratur. Vår slutsats är att alla beslutsunderlag kan tolkas i termer av fokusering på normuppfyllelse. Skälet är att alla planerna syftar till att få ner halterna där överskridande sker utan vidare analys av vilka konsekvenser detta får på emissioner, halter och därmed hälsokostnader totalt sett.

³³ Denna slutsats dras även i en studie av Maaherra (2009).

4.3.2 Åtgärdsprogrammets omfattning och resursanvändning vid framtagande

Vi har även gjort en översikt över vilka åtgärder som ingått i föreslagna åtgärdsprogram samt kompetenser och resursåtgång som utnyttjats vid framtagandet. För att illustrera omfattningen av de åtgärder som förs fram i åtgärdsprogrammen har vi gjort en sammanställning i Tabell 6 för vilka åtgärder som ingår för olika städer. Många av dessa åtgärder motiveras även av andra skäl än miljö kvalitetsnormerna vilket kan göra det svårt att fastställa vilka kostnader som är förenade med att minska utsläpp av olika föroreningar. Det gäller t.ex. förbättrad kollektivtrafik och förbättringar för cykeltrafiken. Andra motiveras dock huvudsakligen av effekter på luftkvalitet t.ex. renare fordon och dammbindning. Det är värt att notera att detta är de åtgärder som ingår i åtgärdsprogrammen men det innebär inte att alla genomförts.

Tabell 6 Förekomst av åtgärder i åtgärdsprogram för att minska luftföroreningar.

Åtgärder	Stockholm	Uppsala	Helsingborg	Norrköping	Umeå	Göteborg	Malmö
Förbättrad kollektivtrafik	x	x	x	x			x
Förbättrade förutsättningar för cykeltrafik		x	x	x	x		x
Parkeringspolitik (avgifter, tillgång till p-platser)	x	x	x		x		x
Trafikstyrning	x		x	x	x		x
Förbifart				x	x		x
Renare bussar		x					
Miljözon	x	x					x
Åtgärder för renare kommunala fordon		x					x
Information om kvävedioxid, partiklar och dubbdäck	x	x			x		x
Förbättrad vägbeläggning	x			x		x	
Dammbindning				x		x	
Gaturengöring	x	x		x		x	
Tvättad "sand"	x	x		x			
Ökad kontroll av beskattning av förmånsparering	x						x
Trängselskatter	x						
Dubbdäcksavgift		x					
Utskrotningspremier	x	x					

Tanken med att uppskatta resursåtgång och att kartlägga utbildningsbakgrund är att undersöka om vi kan finna indikationer för två tänkbara orsaker till frånvaro av samhällsekonomisk analys, dels resursbrist dels frånvaro av samhällsekonomisk kompetens. För att kartlägga den kompetens som använts har vi gått till väga på följande sätt. Nio områden (kommuner eller grupper av kommuner) har genomfört utredningar för att klarlägga behov av åtgärder för att komma tillrätta med över-

skridanden av miljö kvalitetsnormer. För dessa områden har frågor ställts om resurser och kompetenser. Intervjuer gjordes med de ansvariga handläggarna (när dessa fortfarande fanns kvar i organisationen) eller deras efterträdare. I tabell 7 sammanställs resultaten av intervjuerna.

Tabell 7 Resursåtgång för utredning av åtgärdsprogram.

Tätort	Planer	Egna resurser	Konsulter	Kompetenser
Stockholm	NO ₂ och PM ₁₀	2 helår	uppgift saknas	Naturvetare
Göteborg	NO ₂ och PM ₁₀	2 helår	Ca 400 000 kr	Kulturgeograf,
Uppsala	NO ₂ och PM ₁₀	1,6 helår	Mer än ½ år	¼ naturvetare ¼ samh.vet.
Malmö	NO ₂	1,2 helår	Ca 355 000 kr	Uppgift saknas
Norrköping	PM ₁₀	Drygt 1 år	400 000 kr	Naturvetare
Helsingborg	NO ₂	1,2 helår	Ca 355 000 kr	Uppgift saknas
Umeå	NO ₂	1 år	50 000 kr	Naturvetare, Lantmätare

En av frågorna som ställdes var vilken utbildningsbakgrund de tjänstemän haft som arbetat med åtgärdsplanerna. De mest frekventa utbildningsbakgrunderna är naturvetare med bakgrund i miljö- och hälsoskydd samt trafikingenjörer. För några åtgärdsprogram har nationalekonomer med doktorsexamen anlitas för att göra samhällsekonomiska analyser. Som framgår av Tabell 4 och Tabell 5 har detta dock inte lett till att kvantifierade analyser presenterats.

Av Tabell 7 framgår att det kostar i runda tal 1 år för en tjänsteman på heltid för att ta fram ett åtgärdsprogram i den förvaltning som leder arbetet. Till detta kommer konsultresurser. När länsstyrelser har gjort utredningarna har ofta flera förvaltningar i de berörda kommunerna deltagit i möten och berett olika delfrågor. Våra uppskattningar består mestadels enbart av resursåtgången vid den förvaltning som lett arbetet. Vi har bitt tjänstemännen att uppskatta konsultkostnader ur minnet. Uppskattningarna ligger mellan 200 000 kronor och 400 000 kronor för ett åtgärdsprogram. Det innebär att de totala kostnaderna för ett åtgärdsprogram är mellan 1,25 och 1,7 helår för en kvalificerad tjänsteman³⁴.

Utöver dessa tätorter har vi också med hjälp av Naturvårdsverkets årliga insamling av data om vilka kommuner som mäter luftutsläpp och en särskild enkät som genomfördes, se Bilaga 2, valt ut kommuner med större tätorter och beskrivit hur dessa kommuner redovisar kännedom om förekomst av luftföroreningar och därmed indirekt kännedom om behovet av åtgärder. Listorna med förekomst av mätningar i olika kommuner har använts för att beskriva i vilken utsträckning kommuner mäter luftkvalitet. Denna inventering har också använts för att undersöka de kommuner som inte svarat dvs. bortfallet. Det visar sig att även de kommuner som inte svarat har uppgifter om luftkvaliteten i den egna kommunen. Slutsatsen är att de flesta kommuner i Sverige har kännedom om sin luftkvalitet och därmed indirekt om åtgärder för att uppnå miljö kvalitetsnormerna behövs eller ej.

³⁴ Om en genomsnittlig tjänsteman har en månadslön brutto 30 000 kronor, och man till detta lägger kostnader för arbetsgivaravgifter och kontorsrum m.m. blir kostnaden mellan 800 000 kronor och 1 miljon kronor per år. Till detta kommer konsultkostnaderna som vi uppskattar motsvarar mellan ett kvarts och ett halvår för en egen tjänsteman.

4.3.3 Naturvårdsverkets rapport om åtgärdsprogrammen

Naturvårdsverket har också utrett åtgärdsprogrammen. I Naturvårdsverket (2008c) konstateras att halterna av PM₁₀ och kvävedioxid i de flesta fall har svagt avtagande tendens under de senaste åren i de områden som har fastställda åtgärdsprogram. I princip ligger nivåerna konstanta under den period som åtgärdsprogram varit aktuella, med en viss mellanårsvariation. Utredningen pekar på flera skäl till detta. Det konstateras att arbetet med att vidta åtgärder går trögt. I många fall har de tidsramar som satts flyttats fram och inte i något fall har de tidsramar som beslutats i åtgärdsprogrammen kunnat hållas. En stor andel av beslutade åtgärder har inte ens påbörjats. I två fall har det redan vid fastställandet av åtgärdsplanen varit klart att åtgärderna varit otillräckliga för att normerna ska kunna uppnås. I övriga fall är det oklart om åtgärderna är tillräckliga för att normerna ska nås.

Utredningen har gjort en detaljerad genomgång av beslutsunderlagen för åtgärdsprogrammen. Deras slutsatser motsvarar de vi också redovisat. Utredarna konstaterar att effektbedömningar av enskilda åtgärder i många fall saknas i åtgärdsplanerna. I några fall redovisas uppskattningar av effekter på halter av åtgärder. I flera av dessa fall saknas dock en tillfredställande redovisning av dessa beräkningar. Istället har åtgärderna effekter ofta bedömts sammantagna. Även för dessa beräkningar saknas underlag. Utredarna hävdar också att åtgärder som bedöms kunna ha stor effekt har valts bort ur åtgärdsprogrammen.

Med reservation för att underlaget för att bedöma i vilken utsträckning som åtgärdsprogrammen har genomförts är svaga, så presenteras resultat som visar att åtgärderna endast i begränsad utsträckning har genomförts. Genomgående har inte heller de åtgärder som innebär förändrad lagstiftning genomförts. Regeringen har således godkänt åtgärdsplanerna men inte genomfört de åtgärder som ligger på regeringen. Detta trots att dessa åtgärder har bedömts ge störst effekt på halterna av de reglerade ämnena.

I utredningen diskuteras även samhällsekonomiska analyser. Det konstateras att det finns krav på att sådana ska genomföras i lagstiftningen. I utredningen redovisas också vilka beslutsunderlag som påstår att sådana analyser gjorts och arten av de analyser som genomförts. Utredningen konstaterar dock att någon bedömning av samhällsekonomiska kostnader och vinster av programmen inte har redovisats.

En viktig brist enligt utredningen är att det har varit ensidig kompetens i arbetet med beslutsunderlagen där det främst är ”naturvetare och tekniker som utför bedömningar av miljöeffekter, men för att bedöma effekter av information och liknande typer av styrmedel är det viktigt att personer med kompetens om andra relevanta bedömningsmetoder, t.ex. beteendevetare, nationalekonomer och andra samhällsvetare, anlitas” (Naturvårdsverket, 2008c, sid. 111).

4.4 Vägverkets analys av åtgärder

Vägverket har i de områden där åtgärdsprogram ansetts nödvändiga bidragit till utredningar eftersom vägtrafiken är en viktig orsak till lokala överskridanden av kvävedioxid och PM₁₀³⁵. Vägverket har även på uppdrag av regeringen genomfört mer

³⁵ Det finns även större infrastruktursatsningar som bl.a. motiveras av att de förväntas bidra till uppfyllandet av miljö kvalitetsnormerna för partiklar och/eller kvävedioxid, exempelvis kringfarten i Umeå (Vägverket, 2004). Det har dock inte varit möjligt att inom projektets ram analysera vilka beslutsunderlag som använts vid utformningen av enskilda projekt och i vilken omfattning hälsoeffekterna av olika åtgärder utvärderats. Nuvarande kalkylvärden för luftföroreningar är dock under utredning (Mellin och Nerhagen, 2010).

övergripande analyser av vilka åtgärder som krävs för partiklar. Detta eftersom Vägverket hade ett huvudansvar för vägar. Uppdraget innebar att utreda olika konsekvenser av åtgärder däribland ekonomiska.

Vägverket (2007a, sid. 3) konstaterade i rapporten att slitagepartiklarnas hälsoeffekter inte behandlas ”eftersom man från vetenskapligt håll framhåller att det finns mycket osäkerheter i kunskapsläget”. De konstateras därför att de samhällsekonomiska konsekvenserna inte kunnat beräknas. Vägverket bedömde dock att vissa effektsamband var bättre kända och formulerade följande påståenden:

- Den enskilt mest effektiva åtgärden för att minska spridningen av slitagepartiklar är att minska slitaget från dubbdäcken.
- En minskning av trafikens hastighet minskar bildandet och spridningen av slitagepartiklar.
- Val av material för sandning påverkar bildandet och spridningen av slitagepartiklar.
- Slitagepartiklar bidrar litet till partikelhalten i bakgrundsluften.
- Halterna varierar över landet med snö- och istäcke på vägarna samt dubbdäcksanvändningen.

På basis av dessa påståenden gjorde Vägverket följande val av åtgärder:

- Minskad hastighet
- Val av material för sandning
- Dammbindning
- Information till allmänheten.

Regeringen har även i regleringsbrevet till Vägverket 2007 angett att myndigheten har ett ansvar för att miljökvalitetsnormerna för partiklar och kvävedioxid inte överskrids. Som svar på detta har Vägverket tagit fram en strategi (Vägverket, 2007b) i vilken det sägs att åtgärderna inriktas på fyra områden:

- Mindre utsläpp från fordon och arbetsmaskiner
Detta ska ske genom skärpta avgaskrav, snabbare utbyte av äldre fordon, skärpt kontroll av avgasrening samt genom upphandlingskrav och resepolicy.
- Mindre mängd slitagepartiklar
För detta område pekade Vägverket på dammbindning och förbättrad renhållning. Åtgärderna kan sättas in tillfälligt under de perioder då problemen är som störst.
Vidare skulle verket medverka till att minska dubbdäcksandelen i personbilstrafiken inom tätortsområden där partikelhalterna är höga. Samtidigt skulle Vägverket ha en bra vinterväghållning som underlättar ökad användning av dubbfria vinterdäck i tätorter.
- Minskad exponering
För detta område pekade Vägverket på arbetet med att kartlägga och följa upp luftkvaliteten med stöd av det nya modellverktyget för luftkvalitet i vägarnas närhet, SIMAIR. Vägverket följde också utvecklingen i tätortsområden så att luftkvaliteten inte försämrades vid förtätning eller etablering av nya verksamheter som genererar mycket trafik.

- Ett transportsnålt samhälle
 Detta är ett område som framförallt genomförs för att minska utsläppen av klimatgaser. Åtgärder är exempelvis förbättrad kollektivtrafik samt att hjälpa regionala och lokala aktörer i deras arbete som främst handlar om att förändra resvanor. Det konstateras att detta får liten påverkan på PM₁₀ halten men att det kommer att minska avgasrelaterade partiklar som bedöms ha stora negativa hälsoeffekter.

I strategin diskuteras även uppskattning av effekter men det anges att kunskapsunderlaget är för dåligt för att kvantifieringar ska kunna göras. Kostnader för strategin uppskattas däremot och anges till 20–30 miljoner kronor per år. Mycket av det som föreslås anges dock vara en del av ordinarie verksamhet. Något som dock lyfts fram och som kommer ge en uppskattad kostnad på några miljoner per år i utredningsarbete är arbetet med avgaslagstiftningen. Dessa resurser menar Vägverket krävs för att Sverige ska kunna vara väl förberedda och driva på regelutvecklingen i EU. Vägverket pekar även på att anslaget för forskning om emissioner behöver öka.

4.5 Undersökningar av miljökvalitetsnormerna som styrmedel

Av de utredningar vi tagit del av är det framförallt fyra, Naturvårdsverket (2000, 2004a och 2008c) samt SOU 2005:113, som diskuterat miljökvalitetsnormerna som styrmedel. Huvudförfattare för alla dessa har varit jurister³⁶. Det pågår även mycket juridisk forskning om detta styrmedel vilket framgår av den redovisning av åtgärdsprogrammets rättsliga status som Björkman (2009) lämnat till Naturvårdsverket. Dessa studier har vi dock inte tagit del av.

Utredningarna pekar på att det finns problem och oklarheter med miljökvalitetsnormerna som styrmedel. Redan syftet med den första utredningen (Naturvårdsverket, 2000) var att se över behovet av, och möjligheten till, utvecklingen av miljökvalitetsnormerna som rättsligt instrument. I Naturvårdsverket (2004a, sid. 7) är en av slutsatserna att ”Regelsystemet är ofärdigt och onödigt komplicerat. Oklarheter och osäkerheter tenderar att ta över fokus från normernas huvudfunktion, att förhindra oacceptabel miljö. Detta är en onödig försämring av styrverkan och kan ge normerna oförtjänt ”dåligt rykte” som beslutsredskap”.

En aspekt som återkommer i dessa utredningar är normernas stoppregelsegenskap. Enligt Naturvårdsverket (2000) var utgångspunkten att överträdelser av en miljökvalitetsnorm kan innebära att verksamheter och åtgärder som orsakar överträdelser förbjuds (sid. 63). Motiveringen till detta var 2 kap. 9 § miljöbalken samt vad som anges i förarbetena till miljöbalken. I rapporten lyfts dock frågan hur denna stoppregel ska tolkas i praktiken. I miljöbalken anges exempelvis att ”olägenhet av väsentlig betydelse” och i rapporten ställs frågan hur stort eller litet ett bidrag från en enskild verksamhet ska vara för att detta ska vara uppfyllt.

Efter fem år med miljökvalitetsnormerna genomfördes en utvärdering (Naturvårdsverket 2004a). Utvärderingen har sin tyngdpunkt i den formella tillämpningen av normer men studerar även tillämpningen i översikts- och detaljplanering enligt plan- och bygglagen. I rapporten diskuteras att stoppregeln innebär att beslutsfattandet inte kan baseras på en

³⁶ I de flesta av dessa utredningar har Lena Gippert, docent i miljö rätt vid Göteborgs Universitet, deltagit. Miljö kvalitetsnormer var också ämnet för hennes avhandling 1999: ”Miljö kvalitetsnormer. En rättsvetenskaplig studie i regelteknik för operationalisering av miljömål.”

avvägning mellan olika mål som annars är vanligt i samhälleligt beslutsfattande. Rapporten konstaterade att regelverket vid flera tillfällen har lett till att etableringar stoppats som har inneburit miljöfarlig verksamhet. I planeringsverksamheten har normerna däremot snarast verkat som alternativgenerator. Normerna har inte lett fram till att detaljplaner upphävts. En slutsats är att trots utformningen som stoppregel så var den praktiska tillämpningen, i alla fall gällande planärenden, att avvägning användes för normen på samma sätt som för andra intressen. Det konstateras också att en effekt av miljö kvalitetsnormerna är att styrmedlet bidragit till att synliggöra problemet med luftkvalitet. Författaren konstaterar också att det tagit tid innan åtgärdsprogram utformats.

I rapporten ges även rekommendationer för att förbättra styrmedlets funktion. Där diskuteras också behovet av att ta fram informationsunderlag som gör det möjligt att bedöma konsekvenserna av olika åtgärder i ett större perspektiv så att inte normerna styr mot förbättringar i en viss punkt. Vidare konstateras att ”normerna behöver grundas på en tydligare analys av problem och konsekvenser, för att effektivisera genomförandet. En skiss till åtgärdsprogram bör finnas redan innan normerna läggs fast” (Naturvårdsverket 2004a, sid. 7). Det konstateras också att tidsnöd för att nå etappmål kan riskera att driva upp kostnader för åtgärder.

Att utformning och tillämpning av miljö kvalitetsnormer inte är en enkel fråga juridiskt sett framgår av SOU 2005:113. I avsnittet ”Ännu en utredning om genomförandet av miljö kvalitetsnormer” görs en genomgång av det arbete som tidigare skett på detta område. Där konstateras att miljö kvalitetsnormer medfört konflikter i förhållande till befintliga tillvägagångssätt. Det framgår också att miljö kvalitetsnormerna skapat tillämpningsproblem. Slutsatserna som drogs var att den då gällande regleringen av åtgärdsprogram var otillräcklig. Utredaren föreslog därför en skärpning av miljö kvalitetsnormernas rättsverkan mot enskilda, kommuner och myndigheter. Vidare föreslogs en ny typ av åtgärdsprogram och en annan organisation på regional basis för framtagande och genomförande.

I flera av utredningarna diskuteras miljö kvalitetsnormernas ”rättsverkan”, dvs. i vilken utsträckning enskilda aktörer kan tvingas medverka till att normerna uppfylls. I Naturvårdsverket (2004a sid. 105) konstateras att: ”Normernas styrverkan som stopp för motverkande aktiviteter är synnerligen stark i teorin. Det tycks emellertid som om flertalet aktörer inte insett, eller i vart fall inte agerat som om de insett, att normernas siffervärden tar över annan beslutsmyndighet”.

I den senaste utredningen om miljö kvalitetsnormerna är det uttalade syftet att undersöka hur miljö kvalitetsnormerna kommit att tillämpas och åtgärdsprogrammets styrande verkan (Naturvårdsverket, 2008c)³⁷. Utredningen konstaterar att många av de åtgärder som ingår i åtgärdsprogrammen inte genomförs. Författarna diskuterar därför varför åtgärdsprogrammen inte fungerat på avsett sätt, dvs. att normer uppnås inom angiven tid. Enligt författarna kan en förklaring vara att ansvarsfördelningen mellan aktörer är otillräckligt utredd samt att kraven på redovisning av effekter varit oklar. Dessa krav har dock skärpts och ansvarig förvaltning (vanligtvis kommunerna) måste nu redovisa till länsstyrelsen om åtgärder inte får önskad effekt. Utredarna konstaterar dock att en länsstyrelse generellt sett har mycket små rättsliga möjligheter att genomdriva åtgärder om en annan myndighet eller en kommun inte vidtar åtgärden på det sätt som var avsett

³⁷ Syftet med utredningen utesluter alltså frågan om det finns en god samhällsekonomisk grund för Miljöbalkens och miljö kvalitetsnormernas haltgränser eller om det finns anledning att ompröva normgränserna.

i åtgärdsprogrammet. I rapporten konstateras också att tillräcklig hänsyn inte tas till om förändrade omvärldsfaktorer kan påverka uppnåendet av normerna.

Utredningen av Björkman (2009) kan kanske ses som en följd av slutsatserna i rapport Naturvårdsverket (2008c). Frågan som Naturvårdsverket önskar svar på är nämligen vilken rättsverkan åtgärdsprogrammen kan tänkas ha på regeringen, myndigheter och kommuner, d.v.s. under vilka förutsättningar som dessa aktörer måste göra vad som står i ett åtgärdsprogram. I utredningen konstateras att det finns många oklarheter om detta och att uppdraget väckt fler frågor än det gett svar på.

Den senaste utredning vi tagit del av om miljö kvalitetsnormer är regeringens prop. 2009/10:184 *Åtgärdsprogram och tillämpningen av miljö kvalitetsnormer* som presenterades i mars 2010. I denna föreslås ett förtydligande av att det är myndigheter och kommunerna som ansvarar för att miljö kvalitetsnormer följs. Vidare föreslås att miljö kvalitetsnormerna ska ha olika rättsverkan beroende på om de är gränsvärdesnormer eller andra normer. De möjligheter som miljöbalken ger i fråga om att ställa längre gående krav för att följa en miljö kvalitetsnorm ska bara gälla gränsvärdesnormer. Åtgärdsprogram ska vara vägledande för behovet av sådana krav. Den s.k. stoppregeln vid prövning av nya verksamheter enligt miljöbalken ersätts med en ny motsvarighet. Bestämmelsen blir tydligare i fråga om att en verksamhet eller åtgärd under vissa förutsättningar får tillåtas även om den bidrar till att en gränsvärdesnorm inte följs.

En grundläggande utgångspunkt för förslagen i propositionen är att miljö kvalitetsnormernas funktion ska vara att reglera tillståndet i miljön och inte att reglera prövningar av enskilda verksamheter och åtgärder. Det innebär att åtgärdsprogrammen ska ge uttryck för ett helhetsperspektiv och ange vilka styrmedel som behöver tillämpas för att minska påverkan från olika slags källor. Av de åtgärdsprogram som tas fram för att följa en miljö kvalitetsnorm ska det framgå hur kraven på förbättringar fördelas mellan olika typer av källor och åtgärder, hur stora förbättringar varje åtgärd innebär och hur åtgärderna är avsedda att finansieras.

4.6 Andra aktiviteter föranledda av miljö kvalitetsnormerna

Det är dock inte bara genom utredningar och åtgärdsprogrammen som miljö kvalitetsnormerna påverkat aktiviteter i samhället. EU direktivet ställer även krav som medför aktiviteter inom myndigheter och kommuner. Direktivet ställer krav både på övervakning och på information. Utöver detta har arbetet med miljö kvalitetsnormerna medfört behov av kunskapsunderlag vilket resulterat i en efterfrågan på olika typer av forskning. I detta avsnitt ger vi en översikt över dessa aktiviteter.

4.6.1 Miljöövervakning och information

Det är Naturvårdsverket som i samarbete med kommunerna har ansvar för att luftkvalitetsövervakningen sker. Naturvårdsverket ansvarar för att utforma hur luftövervakning ska ske. Detta sker genom framtagande av föreskrifter och handböcker. Som underlag till bedömningen av mätkostnaderna har Naturvårdsverket i arbetet med den nya förordningen exempelvis gjort en uppskattning av de kostnader som arbetet med mätning och övervakning av miljö kvalitetsnormer orsakar för stat, länsstyrelser och kommuner (Naturvårdsverket, 2008b). Den totala kostnaden inkl. informationsgivning uppskattas till mellan 44,5 och 67,6 miljoner kronor per år (Naturvårdsverket, 2008a).

Kostnaden för övervakning blir större i kommuner där luftkvaliteten överskrider eller riskerar att överskrida normerna. Naturvårdsverket har därför, som svar på ett

regeringsuppdrag kallat MIKSA (Miljökvalitetskontroller – Kontroll i Samverkan), lämnat förslag till hur man ska kunna minska kommunernas kostnader för mätning (Naturvårdsverket, 2008b). Det föreslås att länsstyrelserna ska samordna kontrollen av halterna vilket anses leda till att mindre omfattande mätningar krävs. Detta förslag har dock inte genomförts.

Utöver mätning kan även luftkvaliteten utvärderas genom spridningsmodeller. Vägverket och Naturvårdsverket har gemensamt finansierat utvecklingen av ett modellverktyg kallat SIMAIR för att kunna effektivisera mätning och övervakning. Bakgrunden var att Naturvårdsverket bedömde att 80 procent av kommunerna kunde ha problem med normerna för PM₁₀ och att 25 procent av kommunerna hade problem med kvävedioxid. Kommunerna hade med det tidigare direktivet ansvar att genomföra noggrannare analyser på mer belastade platser där risken för överskridande var stor, bl.a. områden med mycket trafik och/eller dålig ventilation (s.k. gaturum). Verktøget togs fram för att kommunerna på ett effektivt sätt skulle kunna identifiera ”MKN-kritiska” platser (SMHI, 2005).

Direktivet om miljökvalitetsnormer innehåller även krav på information till allmänheten. Detta är en av Naturvårdsverkets uppgifter och det finns en omfattande redovisning av emissioner och luftkvalitet på Naturvårdsverkets hemsida. Men även kommunerna har ett ansvar som enligt Naturvårdsverkets diskussion om en ny förordning upplevts som alltför hårt av kommunerna (Naturvårdsverket, 2008b). Naturvårdsverket föreslog därför bl.a. att länsstyrelsen på uppdrag av kommunerna ska ansvara för huvuddelen av informationen till allmänheten. Naturvårdsverket gör bedömningen att det åtminstone krävs en heltidstjänst på en länsstyrelse för att arbeta med luftkvalitet i och med de nya krav som den nya förordningen innebär.

4.6.2 Kunskapsuppbyggnad om miljöproblemet och styrmedlets funktion

Flera olika forskningsaktiviteter har initierats med anledning av miljökvalitetsnormerna för luft. I betänkandet SOU 2000:35 *Ren luft på väg* beskrevs flera av de aktiviteter som bedrivits före 2000 (se Bilaga 3 för en översikt över tidiga forskningsprojekt). En slutsats i denna utredning är att forskningen om emissioner har bedrivits länge i Sverige och med inblandning av olika aktörer men att den därmed blivit fragmenterad och ineffektiv. Utredningens slutsatser om hälso- och miljöeffekter är att det behövs naturvetenskaplig forskning om effekter och orsakssamband som kan ge underlag till åtgärdsanalyser. Även riskanalyser lyfts fram som ett viktigt område. Vidare diskuteras behovet av system- och styrmedelsanalyser bl.a. för att ta fram kunskap om optimala åtgärds kombinationer. Inom detta område diskuteras behovet av samhällsekonomisk värdering av effekter av luftföroreningar för att kunna genomföra samhällsekonomiska kalkyler.

Utredningen utmynnade i ett samfinansierat forskningsprogram kallat EMFO (Emissionsforskningsprogrammet) som pågick under perioden 2004–2008. Ett flertal projekt behandlade vägtransportsektorns hälsoeffekter och ett par tog fram samhällsekonomiskt underlag. Ett annat flervetenskapligt utvecklingsprojekt har samordnats av SMHI med finansiering av Naturvårdsverket, Energimyndigheten och Vägverket. Projektet kallas Scenarioverktyg och är en vidareutveckling av modellverktyget SIMAIR. Detta projekt syftar till att kunna visualisera skillnader och konsekvenser av olika utsläppsscenarioer (SMHI, 2008). Ytterligare ett flervetenskapligt projekt som pågår är SCARP (Swedish Clean Air Research Programme) där ett delområde handlar

om att utveckla en svensk version av den s.k. GAINS-modellen som är ett verktyg för att genomföra kostnadseffektivitetsanalyser (<http://www.scarp.se>)³⁸.

Forskning om samhällsekonomisk värdering av luftkvalitet och hälsoeffekter har dock framförallt finansierats av transportmyndigheter. Vägverket finansierade 1999 en inledande studie kallad SHAPE (Bellander et al., 1999; Leksell, 2000). Vägverket och SIKÅ (Statens institut för kommunikationsanalys) har därefter tagit flera initiativ för att kunna beräkna luftföroreningarnas samhällsekonomiska kostnader och studien av Nerhagen et al. (2005) är ett exempel på det. Dessa har dock inte resulterat i tillämpning av nya beräkningsunderlag. Den senaste ASEK-rapporten (SIKA, 2008) redovisar de schabloner som för närvarande rekommenderas. På uppdrag av ASEK genomförs därför vid CTS (Centrum för transportstudier) en state-of-the-art översikt för att ge vägledning i hur dessa beräkningar ska genomföras framöver (Mellin och Nerhagen, 2010). Även VINNOVA har finansierat forskning om beräkning av externa kostnader för luftföroreningar och buller.

4.7 Slutsatser av kartläggningen

Vår kartläggning visar att det svenska lagstiftningsarbetet på en övergripande nivå (formulering av mål och övergripande lagstiftning) i stor utsträckning erkänner behovet av ekonomisk avvägning och ekonomisk effektivitet. Även instruktioner till myndigheter och för enskilda arbetsuppgifter innehåller krav på att beakta konsekvenser för offentliga finanser och enskilda. Trots detta finner vi, liksom andra studier som vi refererat, att samhällsekonomiskt beslutsunderlag inte använts vid utformning av miljö kvalitetsnormerna eller åtgärdsprogrammen.

Inte heller Vägverket, som ofta använder dessa beslutsunderlag i andra sammanhang, har genomfört sådana analyser. Anledningen uppges av Vägverket vara brist på kunskap om effekter och åtgärder. Trots det, och trots att den typ av forskning utpekades som viktig i utredningen SOU 2000:35 utpekades inte detta som ett viktigt forskningsområde i Vägverkets strategi om miljömålet Frisk luft. Det är inte heller ett område som prioriterats i Naturvårdsverkets forskningsfinansiering. En möjlig förklaring till denna brist på efterfrågan av denna typ av underlag kan vara ensidig kompetens bland dem som arbetar med dessa frågor. Denna slutsats dras exempelvis i Naturvårdsverket (2008c), en utredning av miljö kvalitetsnormerna. Även Naturvårdsverkets egen hantering av styrmedlet har dock varit ensidig. Än så länge verkar miljö kvalitetsnormerna framförallt ha setts som ett juridiskt problem och Naturvårdsverket har därför låtit jurister utreda styrmedlet.

Det finns även andra möjliga förklaringar. En sådan kan vara resursbrist i form av tid. En annan viktig orsak kan vara bristande incitament för att genomföra analyser av miljö kvalitetsnormer. Miljö kvalitetsnormerna verkar alltsedan de infördes ha uppfattats som bindande krav som ska uppfyllas. Därmed innebär de en bindande restriktion för övrig verksamhet vilket i sin tur kan tolkas som att vidare analys inte behöver genomföras³⁹. Orsaken till att miljö kvalitetsnormerna uppfattas på detta sätt kan vara utformningen av miljömålet för Frisk luft, men även andra underlag, pekar på att det när det gäller hälsa inte är aktuellt med avvägningar gentemot andra mål. Tydligast framgår

³⁸ GAINS-modellen har utvecklats av IIASA i Österrike och är ett modellverktyg som bl.a. använts som underlag för den samhällsekonomiska kalkylen som genomfördes i EU:s CAFE program, se fotnot 16.

³⁹ Detta innebär dock inte att det inte funnits möjlighet eller anledning att genomföra kostnadseffektivitetsanalyser. Inte heller sådana har dock genomförts.

detta av de citat vi refererat från en rapport från IMM (Yngvesson och Pershagen, 1999), som tillhandahåller det vetenskapliga underlaget för gränsvärden, där de anger att miljö kvalitetsnormerna ska sättas utifrån vad människors hälsa tål. Denna tolkning kan även förklara varför IMM i sina rekommendationer om gränsvärden lägger på en kraftig säkerhetsmarginal (faktor 2). Denna iakttagelse pekar fram mot den slutsats och rekommendation som formuleras i kapitel 5 nämligen att det behövs regelbundet publicerade sammanställningar av de effektsamband som ska användas för att sätta normvärden och för att göra samhällsekonomiska kalkyler.

Ur samhällsekonomisk synvinkel är det problematiskt att införa restriktioner som ska vara bindande. Propositionen om åtgärdsprogrammen (prop. 2009/10:184) från mars 2010 har också modifierat hur miljö kvalitetsnormerna ska tolkas. Styrmedel som införs medför aktiviteter av olika slag i samhället som innebär kostnader. Att kostnader satsas på ett område medför att det finns mindre resurser över till andra områden. Att säga att det är värt att satsa resurser för att inga hälsoeffekter ska uppstå till följd av luftföroreningar kan i realiteten innebära att mindre resurser kan satsas på andra hälsofrämjande åtgärder t.ex. trafiksäkerhet (Elvik m.fl., 2009). Därför är en underliggande analys av förväntade hälsovinster av ett styrmedel ett viktigt beslutsunderlag. En sådan analys kan exempelvis användas för att belysa vilken säkerhetsmarginal som kan vara relevant i ett visst sammanhang.

Vilka kostnader som ett styrmedel som miljö kvalitetsnormer medför kan vara svåra att exakt fastställa på förhand. Det vi vill peka på är dock att frånvaron av väl avvägda hälsoeffektsamband och de säkerhetsmarginaler och eventuella överskattningar av skadlighet som gjorts för detta styrmedel också har lett till en rad verksamheter av en svåröverblickbar omfattning på olika nivåer i samhället; både stat, myndigheter och kommuner har behövt fatta beslut i frågor som rör miljö kvalitetsnormerna. De har också funnits stora osäkerheter om åtgärdernas effekter. Att nya regleringar har ”barnsjukdomar” och behöver fortsatt utredning även efter införandet är inte ovanligt. Det är rimligt att forskning bedrivs eftersom detta är ett område med många kunskapsluckor. Aktiviteterna är dock många och eftersom samhället har begränsade resurser innebär dessa aktiviteter en risk att åtgärder på områden där större potentialer för miljö- eller hälsovinster finns kanske inte kan genomföras.

Genomgången visar också att valet och utformningen av åtgärder varit problematiskt eftersom utsläppen kommer från många små enskilda källor och de myndigheter som ansvarat för åtgärdsprogrammen inte har rådighet över de aktiviteter som leder fram till utsläpp. Vi har också funnit att olika beslutsnivåer (inklusive regeringen) valt att inte genomföra åtgärder i åtgärdsprogrammen som de haft rådighet över. Detta diskuteras redan i de första två av Naturvårdsverkets utvärderingar och det konstateras att arbetet med åtgärder går trögt.

Miljö kvalitetsnormerna har inte gett det incitament till förändring som var syftet. Vi bedömer därför att det finns anledning att se över utformningen och funktionen hos styrmedlet som sådant. Vi menar att en miljö ekonomisk analys motsvarande den som vi presenterar i kapitel 2 och Bilaga 1 kan ge viktiga insikter. Där ges exempel på varför aktörer inte självklart anpassar sina beteenden om en viss regel såsom en norm införs. Förklaringen är att aktörer väger fördelarna med ett ändrat beteende mot kostnaderna av detsamma. Om kostnaderna anses för höga och det innebär en liten olägenhet att bryta normen så sker det ingen förändring. Att ”sätta upp bommar över städernas pulsådor” som det uttrycks i Naturvårdsverket (2004a, sid. 105) innebär kostnader på en mängd olika plan och städernas beslutsfattare väger naturligtvis dessa mot den förväntade

nyttan. Tror man att skillnaden i hälsopåverkan är relativt liten vidtas inte heller åtgärder. Det är också därför behovet av sanktioner betonas i diskussioner om kvantitetsregleringar.

Ett införande av sanktioner bör dock föregås av en mer övergripande analys av styrmedlets fördelar och nackdelar. För att sanktioner ska vara en samhällsekonomiskt effektiv åtgärd krävs att normerna är satta på en nivå och utformade på ett sätt så att samhället kan uppnå dem till en rimlig kostnad. En sådan analys har vi inte funnit för normerna för kvävedioxid och partiklar. Vår hypotes är att den tröghet som observerats i genomförandet av åtgärdsprogrammen kan vara en indikation på att beslutsfattare känner sig osäkra på om åtgärderna kan leda till nyttor som står i rimlig proportion till kostnaderna, dvs. de anpassningar och uppoffringar som människor behöver göra och påverkan på samhället i stort.

5 Processer för utveckling av samhällsekonomisk metod och uppföljning av styrmedel – en diskussion

Slutsatsen av den kartläggning vi gjort är att det svenska lagstiftningsarbetet på en övergripande nivå i stor utsträckning erkänner behovet av ekonomisk avvägning och ekonomisk effektivitet. Även instruktioner till myndigheter och för enskilda arbetsuppgifter har denna innebörd. Trots det har vi funnit att sådana analyser inte ingått i de beslutsunderlag som legat till grund för utformningen och tillämpningen av styrmedlet miljö kvalitetsnormer för partiklar och kvävedioxid. Analysen i detta kapitel syftar därför till att med utgångspunkt i Hahn (2000a), se avsnitt 2.3, göra en översiktlig analys av hur samhällets beslutsprocesser kan förändras för att öka användningen av samhällsekonomisk analys.

En hypotes i detta arbete är att de samhällsekonomiska analyserna inte produceras dels för att kraven är för vaga, dels för att de ansvariga myndigheterna och förvaltningarna inte har tillräcklig kompetens eller tillräckliga resurser för att fullfölja de principiella ambitionerna att göra sådana analyser. Denna typ av analyser kräver en naturvetenskaplig, juridisk och samhällsvetenskaplig kompetens men kanske även andra kompetenser. En försvårande omständighet är att de analyser som behövs på miljöområdet är förhållandevis heterogena vilket innebär att det krävs modeller snarare än standardiserade värden för att kvantifiera effekter och fastställa ekonomiska värden som underlag för en kvantifierad samhällsekonomisk analys.

Detta kapitel inleds med en beskrivning av nuvarande krav på samhällsekonomiskt beslutsunderlag. Därefter beskrivs arbetet med att använda och utveckla samhällsekonomiska analyser på transportområdet, och hur en process skulle kunna utformas som på ett systematiskt sätt leder till granskning av beslut och beslutsunderlag. Kapitlet diskuterar vilken organisationsformer som skulle kunna stödja en sådan process. Kapitlet avslutas med en sammanfattning om hur fungerande processer kan åstadkommas.

5.1 Formella och informella krav på samhällsekonomiskt beslutsunderlag på miljö- och transportområdet

Allmänt sett gäller att alla nya lagförslag ska underkastas en analys av dess konsekvenser. Detta kommer bl.a. till uttryck genom att Riksdagen har krävt att regeringen ska redovisa ekonomiska konsekvenser i propositioner samt genom Kommittéförordningens krav på konsekvensanalyser (SFS 1998:1474, 14 §). I denna sägs bl.a. att om ett förslag i ett betänkande påverkar kostnader eller intäkter för stat, kommuner, landsting, företag eller andra enskilda skall en beräkning av dessa konsekvenser göras i betänkandet⁴⁰.

Det finns även en förordning som reglerar hur förvaltningsmyndigheter under regeringen vid beslut om föreskrifter eller allmänna råd ska producera konsekvensutredningar (SFS 2007:1244, 4 §). Enligt denna paragraf ska myndigheten så tidigt som möjligt utreda kostnadsrämsiga och andra konsekvenser i den omfattning som det behövs i det enskilda fallet. Denna utredning ska dokumenteras och myndigheter eller andra organisationer som berörs ska ges möjlighet att yttra sig om den. Om det finns risk för att någon eller något lider omedelbar skada kan en konsekvensutredning dock genomföras efter beslutet. En myndighet kan också göra bedömningen att det saknas

⁴⁰ Den nu gällande kommittéförordningen har dock tonat ned kraven på beslutsunderlag jämfört med en tidigare och strängare variant av förordningen som uttryckligen krävde samhällsekonomiska analyser.

skäl för att genomföra en konsekvensanalys men då måste skälen till ett sådant beslut dokumenteras.

Kravet på att göra konsekvensanalyser är inte så starkt om det finns risk för skada. I miljöbalken kommer detta till uttryck genom en regel som bygger på försiktighetsprincipen (se 2 kap. 3 § MB och prop. 1997/98:45 del 1, sid. 14 ff.). Enligt denna ska försiktighetsmått vidtas så snart det finns skäl till att anta att en åtgärd kan skada människors hälsa eller miljön. Principen innebär också att brist på vetenskapligt säkerställda bevis inte skall vara skäl till att skjuta upp kostnadseffektiva åtgärder för att förhindra miljöförstoring. Verksamhetsutövare kan inte ursäkta sig med att det saknas full vetenskaplig bevisning för att skada uppkommer. Enligt en annan paragraf i miljöbalken (2 kap. 7 § MB), den så kallade avvägningsregeln, får dock inte de krav som ställs vara orimliga. Vid denna bedömning skall särskilt beaktas nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder.

Det kan dock vara svårt att tolka denna typ av paragrafer i olika fall. Detta har exempelvis uppmärksammats av EG-kommissionen som, på förekommen anledning, gjorde förtydliganden gällande innebörden i försiktighetsprincipen i ett meddelande (KOM(2000)). Kommissionen framhöll där att om en insats bedöms nödvändig, bör de åtgärder som grundas på försiktighetsprincipen bl.a.:

- vara grundade på undersökning av potentiella fördelar och kostnader för en insats eller brist på insats (inklusive, när det är lämpligt och genomförbart, en ekonomisk kostnads- och intäktsanalys),
- vara föremål för granskning, mot bakgrund av nya vetenskapliga uppgifter och kunna ta ansvar för att tillhandahålla de vetenskapliga belägg som krävs för en mer övergripande riskbedömning.

Vidare framhölls att ”Risker kan sällan reduceras till noll, men ofullständiga riskbedömningar kan i stor utsträckning minska antalet val som står till buds för de ansvariga” och att ”Granskning av kostnader och fördelar medger en jämförelse av gemenskapens totala kostnad för en insats eller brist på insats både på kort och på lång sikt”. Kommissionen ansåg således att åtgärderna (t.ex. miljö kvalitetsnormer) ska grundas på en kostnadsintäktsanalys och att de ska kunna ändras vid behov mot bakgrund av ny vetenskaplig kunskap.

Naturvårdsverket styrs förutom av ovanstående regler samt underliggande propositioner även av regeringens instruktion till myndigheten (SFS 2007:1052 4 §). Enligt denna ska Naturvårdsverket särskilt följa olika styrmedels effektivitet för att nå miljö kvalitetsmålen samt analysera och väga in samhällsekonomiska, juridiska och internationella aspekter i fråga om åtgärder inom miljöområdet.

Naturvårdsverket ger också ut en författningssamling som ger vägledning i hur andra förvaltningsorgan ska tillämpa lagstiftningen. Dessa innehåller föreskrifter och allmänna råd. I Naturvårdsverkets allmänna råd till miljöbalken sägs det bl.a. att: ”De åtgärder som bedöms vara mest lämpade, t.ex. för att de bedöms ge bäst effekt och vara mest kostnadseffektiva, bör konkretiseras i så hög utsträckning som möjligt med avseende på själva åtgärden och på vilket eller vilka sätt den kan genomföras” (NFS 2006:5).

I transportsektorn finns det inget lagkrav som innebär att samhällsekonomiska kalkyler ska göras. Till skillnad från miljöpolitiken anges det dock i det transportpolitiska målet att transportförsörjningen ska vara samhällsekonomiskt effektiv. Innebörden i detta preciserar regeringen genom infrastrukturpropositioner och direktiv för åtgärdsplaner som krävt att planeringen ska baseras på modeller, samhällsekonomiska kalkyler och

marginalkostnadsprissättning. Det har även funnits en separat myndighet SIKa (Statens Institut för KommunikationsAnalys), som arbetat med att samordna arbetet med utvecklingen av dessa beslutsunderlag. Transportsektorns analyser präglas därför av ett samhällsekonomiskt synsätt, från analysen av de övergripande målen till analyser av enskilda åtgärder. I följande avsnitt görs en översikt hur detta arbete bedrivs i praktiken.

5.2 Arbetet med samhällsekonomisk analys i transportsektorn

I transportsektorn (och framförallt vägsektorn) är arbetet med kvantifierade samhällsekonomiska kalkyler väl etablerat. I ett ännu inte publicerat arbete undersöker Eliasson och Lundberg (2010) bl.a. i vilken utsträckning samhällsekonomiska kalkylresultat påverkar sannolikheten att ett investeringsprojekt väljs ut för att ingå i plan med data från den Nationella planen beslutad 2010. De finner en ganska stark korrelation mellan nettonuvärdekvot och benägenheten att komma med i plan för projekt med liten positiv eller måttligt positiv nettonuvärdekvot¹. Deras studie visar samtidigt att detta samband är svagt för de större projekt som utpekats av regeringen och än starkare för de mindre projekt för vilka regeringen låter samhällsekonomiska kalkylerna i betydligt större utsträckning få genomslag. I VTI:s yttrande över ett förslag till Nationell plan för 2010 (dnr: 2009/0458-13), bedöms användningen som god även om brister påtalas.

Eftersom sektorn sedan länge använt samhällsekonomiska kalkyler har det också sedan lång tid tillbaka gjorts stora investeringar i system för datainsamling, forskning om effektsamband och metoder, så att kalkylarbetet kan genomföras på ett systematiskt sätt. Det har även genomförts regelbundna uppdateringar av olika samband som används för att beräkna effekter. Vägverket uppdaterade och offentliggjorde regelbundet ett dokument om effektsamband, senast kallat *Effektsamband för vägtransportsystemet* (Vägverket, 2008). Dessa samband har legat till grund för Vägverkets samhällsekonomiska bedömningar och kalkyler av investeringar, drift- och underhållsåtgärder, kollektivtrafik samt regelförändringar. Banverkets motsvarighet var handboken i samhällsekonomisk kalkylering för järnvägssektorn BVH 706 *Beräkningshandledning* (Banverket 2009)⁴¹.

Det har även funnits ett system för uppföljning och revidering av mål. Uppföljningen har samordnats av SIKa, se t.ex. SIKa rapport 2009:2. SIKa har också förberett den senaste revideringen av de transportpolitiska målen (SIKA rapport 2008:2 och 2008:3). Beslutsunderlagen förbereds också i övergripande översyner av kalkylvärden och olika samband som behövs för beslutsunderlagen. Innan skapandet av det nya Trafikverket skedde denna samverkan i ASEK (Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyler) där de fyra trafikverken, SIKa och Naturvårdsverket ingick. Detta samarbete resulterade i ett dokument med gemensamt beslutade kalkylvärden och kalkylriktlinjer för transportsektorns samhällsekonomiska kalkyler som SIKa publicerade. Dessa kalkylvärden inkluderar värderingsprinciper för miljöeffekter av transporter, t.ex. luftföroreningar, koldioxid och buller. Det har även funnits system för hantering av vetenskaplig information som används för beslutsunderlagen.

Rutinerna för att beräkna konsekvenserna av ny infrastruktur och transporter är således i många avseenden väl utvecklade. Genom att kostnadsberäkningar av olika åtgärder regelbundet har genomförts har också ett kunnande om kostnader för olika åtgärder och

⁴¹ Detta dokument är inte fullt lika utvecklat och fylligt som Vägverkets vilket bl.a. kan förklaras av att Banverket är en ”yngre” myndighet.

hur dessa kan utvecklas över tiden ackumulerats. En konsekvens av den långa erfarenheten är att metoderna och kompetensen också är väl etablerad. Det finns många konsultföretag som kan erbjuda investeringskalkyler och det innebär i sin tur att myndigheter och lokala förvaltningar inte kan hävda egen bristande kompetens som ett skäl för att inte ta fram sådant beslutsunderlag. Därför tas också samhällsekonomiska kalkyler regelmässigt fram som underlag för investeringar.

Slutligen är det viktigt att hålla i minnet att detta sakernas tillstånd i transportsektorn är resultatet av en utveckling som pågått i mer än fyrtio år. Därmed har metoderna och rutinerna för att kalkylera åtgärder hunnit gå många utvecklingsvarv. Trots detta är kalkylunderlagen för vissa delar fortfarande relativt underutvecklade t.ex. åtgärder för drift och underhåll. Vi har även kunnat konstatera att metoderna inte i lika hög utsträckning används för att analysera åtgärder som påverkar transportefterfrågan som investeringar i infrastruktur. Med den forskning som skett under senare år om modeller och kvantifiering är dock vår bedömning att det finns goda förutsättningar att beräkna och utveckla analyser av transportpolitiska åtgärder för att förbättra miljön, om dessa efterfrågas⁴².

5.3 En process för systematiskt arbete med utveckling av beslutsunderlag

Slutsatsen av vår kartläggning är att det inte ställs krav på Naturvårdsverket att sammanställa och dokumentera effektsamband eller att göra riskanalyser som är ett viktigt underlag för åtgärder på miljöområdet⁴³. Mycket av det underlag som tas fram avser omfattningen av den totala miljöpåverkan snarare än effekter av olika åtgärder som är det som oftast är relevant för styrmedels- och åtgärdsanalyser. Det saknas inom Naturvårdsverket också en tydlig parallell till det den process och det dokument som regelbundet uppdaterar olika effektsamband för vägsektorn, kallat Effektsamband för Vägtransportsystemet trots att det, i alla fall för luftföroreningarnas hälsoeffekter, tagits fram sådant underlag i andra sammanhang. En orsak verkar vara att insikten om att detta kan behövas som en helt oberoende aktivitet saknas.

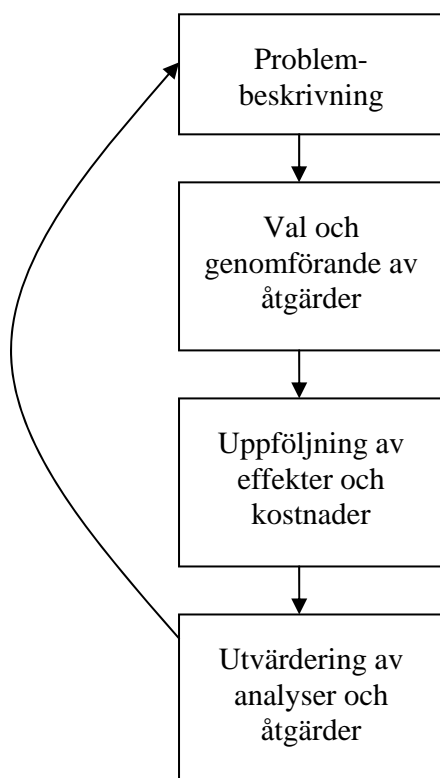
I detta avsnitt diskuteras därför utformningen av en generell process för ett systematiskt framtagande av de underlag som krävs för en kvantifierad samhällsekonomisk analys. Denna hämtar bl.a. inspiration från den process som är etablerad i transportsektorn. En utgångspunkt för dessa resonemang är att argument för mål och gränsvärden så långt det är möjligt ska baseras på vetenskapligt underlag. Det innebär bl.a. att den vetenskapliga litteraturen om orsaks- och effektsamband som beskrevs i avsnitt 3.1 och 3.2 i så stor utsträckning som möjligt är sammanfattade och att de värden som kan rekommenderas är utpekade. Detta har vi valt att kalla att besluten är evidensbaserade. Poängen med ett sådant strukturerat underlag är att det kan frigöra energi för att överväga det som är de politiska viljeinriktningarna, och att resurser läggs på att fastställa vad som kan vetas innan ett politiskt beslut fattas. Detta gäller alla beslut men är kanske av allra största vikt vid beslut om generella styrmedel (styrmedel som gäller för alla överallt) som miljö kvalitetsnormer är ett exempel på. Detta syftar på behovet av ett sammanvägt underlag som beskriver sambanden mellan utsläppshalter, exponering och hälsoeffekter,

⁴² För en bredare översikt se Nilsson m fl. (2009).

⁴³ Utvecklade system för detta finns exempelvis inom den amerikanska miljöförvaltningsmyndigheten (US EPA), se http://www.epa.gov/risk_assessment/faq.htm för en översikt eller <http://www.epa.gov/risk/health-risk.htm> för beskrivning av analyser för hälsoeffekter.

men också kalkylvägledning. En mer systematisk användning av sådant underlag bedöms leda till en större andel lönsamma åtgärder. Detta utesluter inte att den politiska nivån kan fatta beslut som bygger på att ytterligare dimensioner vägs in.

I Figur 3 beskriver vi flödet i en generell återkopplingskrets för en evidensbaserad beslutsprocess från problembeskrivning till utvärdering av åtgärderna. I nedanstående kommentarer beskrivs hur processen kan fungera för miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Detaljnivån på den information som behöver tas fram kommer att variera beroende på vilken förvaltningsnivå som berörs. Vi menar dock att även beslut på nationell nivå behöver grundas på information om kostnader och konsekvenser på kommunal nivå, dvs. en bottom-up ansats.



Figur 3 Flödet för uppdatering av evidensbaserad styrning

Problembeskrivning

I Figur 3 tänker vi oss att det första steget, problembeskrivningen, innebär att ett problem med luftföroreningar (eller mer allmänt) beskrivs i termer av utsläpp (från samtliga relevanta källor), halter vid olika tidpunkter på olika platser och en sammanfattande bedömning av hur sambanden ser ut mellan exponering och hälsoeffekter. Vi tänker oss att en lokalt/regionalt genomförd sådan problembeskrivning tar sin utgångspunkt i nationellt sammanställda bedömningar av framför allt samband mellan exponering och hälsoeffekter, men också samband mellan åtgärder och effekter. Med dessa samband kan hälsoeffekternas värde beräknas.

Till denna beskrivning fogas beskrivningar av olika tänkbara åtgärder. Dessa beskrivs i termer av kostnader för den ansvariga förvaltningen, vilka anpassningar det ger upphov till hos de individer och organisationer som blir föremål för åtgärden, vilka effekter det har på utsläpp och halter samt storleken på individernas och organisationernas upppoffringar. Med detta underlag kan både åtgärdernas kostnader och nyttor uppskattas. En sådan analys kan lämpligen systematiseras med hjälp av den metod som samhällsekonomiska kalkyler innebär.

Val och genomförande av åtgärder

Mot bakgrund av bilden av hälsoeffekter, deras kostnader, och åtgärdernas kostnader kan ett informerat val av åtgärder göras. Detta val bör idealt sett också beakta alla andra mål som påverkas av styrmedlen liksom hur kombinationen av styrmedel verkar. Exempelvis har en trängselskatt effekter på flera mål förutom på trängsel. På samma sätt påverkar införandet eller en förändring av nivån på trängselskatten effekterna av och därmed behovet av andra styrmedel.

Uppföljning av halter och kostnader

Uppföljningen av halterna tänker vi oss att den ansvariga myndigheten eller förvaltningen bedriver kontinuerligt. På det sättet kan man se om ytterligare åtgärder behöver vidtas eller om man kanske t.o.m. kan minska insatserna av någon kostsam åtgärd. Uppföljningen av de direkta kostnaderna för att genomföra en åtgärd, t.ex. merkostnader för mer miljövänliga kollektivtrafikfordon, förutsätter vi kan beräknas löpande.

Kostnaderna (i termer av upppoffringar) för berörda medborgare och företag kan inte beräknas lika enkelt. Däremot kan kalkyler som görs för olika åtgärder uppdateras med nya halter och åtgärds-kostnader. I den mån som åtgärderna faller inom transportsektorn kan transportsektorns analysverktyg och kalkylhjälpmedel användas för att göra beräkningar. För flera styrmedel kan åtminstone approximativa beräkningar vara möjliga att göra redan med dagens verktyg. Modeller finns redan utvecklade för både transportmodellering och exponeringsmodellering men dessa tillhandahålls av olika forskningsinstitut och har inte explicit tagits fram för denna typ av åtgärdsanalys vilket kanske kan förklara frånvaron av detta underlag även i analyserna av transportåtgärder som Vägverket (2007) genomfört.

Granskning och utvärdering

Alla dessa steg bör dokumenteras och göras tillgängliga för analys för interna och utomstående iakttagare. Den modell som tillämpas inom allt fler politikområden med särskilda reglerings- och utvärderingsorgan bör rimligen tillämpas även inom miljöpolitiken (och som föreslogs i direktiven för SOU 2009:83) och leda till att samtliga dessa steg granskas då och då.

Efter en förutbestämd period kan omvärdering göras av det tidigare valet av mål och åtgärder. Denna omvärdering kan ta sin utgångspunkt i uppdatering av de samband och kostnadsbedömningar som gjorts i den tidigare problembeskrivningen. En sådan process tillämpas exempelvis i USA när det gäller gränsvärden för luftkvalitet. Dessa ska utvärderas vart femte år (U.S. Environmental Protection Agency, 2010).

5.4 Organisation och ansvar i miljöpolitiken – en diskussion

Hahn (2000a) anger att det är två typer av krav som behöver ställas för att öka användningen av samhällsekonomiska analyser. Det första är att det ska finnas formella krav på att denna typ av underlag ska tas fram. Vår slutsats av den kartläggning som genomförts

är att detta redan finns idag. Det andra handlar om att det måste ställas krav på uppföljning och granskning av det underlag som tas fram. Vår slutsats i detta fall är att mekanismerna för regelbundna granskningar av de beslutsunderlag som myndigheter producerar saknats. Det har därmed inte funnits incitament att mobilisera de resurser och kompetenser som skulle behövas för att utveckla metoder och för att göra mer omfattande analyser.

Miljömålsrådet verkar ha haft en samordnande funktion för måluppföljning motsvarande den som SIKa har haft på transportområdet enligt Naturvårdsverkets instruktion (SFS 2007:1052 10 §). Miljömålsrådet verkar dock inte ha haft det ansvar som SIKa och trafikverken har haft för att utveckla och dokumentera riktlinjer för kalkylering inom miljöområdet. Det har också saknats ett utpekat ansvar för att sammanställa och ge ut riktlinjer för och exempel på hur kostnadsberäkningar kan genomföras inom miljöområdet. Att ett sådant ansvar behövs är något som diskuteras i den utredning som nyligen genomförts av miljömålssystemet, SOU 2009:83. I utredningen föreslogs att Konjunkturinstitutet skulle få en sådan roll men i propositionen utpekades i stället Naturvårdsverket ut som ansvarig myndighet för samhällsekonomiska analyser inom miljömålssystemet (prop. 2009/10:155, sid. 49).

I det följande diskuteras hur organisationens utformning kan stödja användningen av den typ av process för framtagande av samhällsekonomiska beslutsunderlag som beskrevs i avsnitt 5.3. Utgångspunkten för diskussionen är den särskilda förutsättning som Sverige har med jämförelsevis små ministerier. Detta innebär att mycket av utredningsarbete och arbetet med konsekvensanalyser genomförs på myndigheter inom ordinarie budget och med användning av de specialister som myndigheten har.

Arbetsfördelningen mellan departementen och myndigheter som Naturvårdsverket är inte självklar. Många uppgifter som utförs av Naturvårdsverket utförs i andra länder av departementen. Det kan därför finnas anledning att reflektera över för- och nackdelar med den svenska arbetsfördelningen och hur regeringskansliet skulle kunna hantera riskerna och nackdelarna med delegeringen av uppgifter till Naturvårdsverket. En fördel med att den kompetensmässiga tyngdpunkten ligger hos myndigheter kan vara dels synergier mellan olika kompetenser och att viss dubblering kan undvikas. En nackdel är att regeringen och departementet kan komma att hamna i ett kunskapsunderläge gentemot expertmyndigheter som Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket har idag dubbla roller. Myndigheten ska dels ta fram förslag till lagstiftning och styrmedel dels följa upp miljöarbetet och utvärdera styrmedel på miljöområdet. Den första rollen följer av den arbetsfördelning mellan departement och myndigheter som valts i Sverige. Den kräver ofta kompetens på ett flertal områden, naturvetenskapliga såväl som beteendevetenskapliga och juridiska. Dessa kompetenser kräver också ett långsiktigt arbete med utveckling av kunskap och metod. Vi har också i föregående avsnitt argumenterat för att både naturvetenskaplig och samhällsvetenskaplig utveckling även kräver regelbundna revisioner av effektsamband, kalkylvärden och kalkylmetod.

Den andra rollen kan i sin tur delas upp i två delar: uppföljning och utvärdering. I den mån som uppföljning av mål innebär en löpande rapportering av utfall i målvariabler har regeringen för många ansvariga myndigheter bedömt att myndigheten själv kan rapportera en sådan måluppföljning. I den mån som arbetsuppgiften innebär att tidigare rekommendationer och analyser som myndigheten själv gjort behöver omprövas kan det bli mer problematiskt.

Om en myndighet besitter expertkompetens i förhållande till regeringen och departementet finns en risk att den kan komma att driva sin aspekt av politiken som ett särintresse. Om Naturvårdsverket t.ex. ser som sitt uppdrag att vara uppföljare av miljömålen, och därmed bemannas med den kompetens som krävs för detta uppdrag, är det möjligt att myndigheten driver miljöförbättringar längre än vad regeringen önskar och vad som är samhällsekonomiskt motiverat. Detta eftersom en opartisk utvärdering av egna förslag och prestationer har visat sig vara svår (Barkman och Fölster, 1996).

En delvis annan risk handlar om att myndigheter ibland tenderar att rekrytera och främja vissa akademiska discipliner och perspektiv. Att det idag ställs krav på Naturvårdsverket i bl.a. regleringsbrevet att följa upp arbetet med hur samhällsekonomiska analyser genomförs är ett tecken på att det har funnits en viss "slagsida" i myndighetens arbete. Ett sätt att hantera denna risk för "ensidig bemanning och expertstyrning" är att miljödepartementet har kontinuitet, integritet och tillräcklig kompetens för att självständigt kunna granska och förändra förslagen som kommer från Naturvårdsverket. Departementet kan då ställa krav genom att beställa konsekvensanalyser från Naturvårdsverket som i ökad utsträckning belyser flera dimensioner än miljödimensionen. Denna lösning är dock problematisk om det sker ett omfattande utbyte av tjänstemän mellan Naturvårdsverket och departementet⁴⁴.

Ett annat alternativ är att de förslag och råd som lämnats av myndigheten med regelbundenhet granskas av en tredje oberoende part. Ett sätt att mera gradvis gå mot uppdelade roller kan vara att systematiskt lägga utvärderingsuppdrag på myndigheter som exempelvis Konjunkturinstitutet. Regeringen kan också i ökad utsträckning beställa underlag för utformning av styrmedel liksom samhällsekonomiska utvärderingar av oberoende utredare och forskare⁴⁵. En ytterligare fråga för regeringen att bedöma är vilka forsknings- och utvecklingsuppgifter som är mest angelägna att prioritera resursmässigt. Även för denna fråga kan regeringen behöva en "second opinion" och inte enbart förlita sig på Naturvårdsverkets förslag.

5.5 Slutsatser

Att organisera utveckling och utvärdering på ett kostnadseffektivt sätt är en utmaning. Å ena sidan finns de skäl som talar för att kompetensen bör finnas i samma organisation. Skälen är att det kan finnas betydande synergier mellan arbete med utveckling och utvärdering och att kompetent personal kan vara en knapp resurs åtminstone på kort sikt. Å andra sidan finns de skäl som talar för delad kompetens som har att göra med oberoende och trovärdighet.

Följande nyckelfaktorer för att etablera stabila rutiner för att regelbundet kunna göra samhällsekonomiska analyser av styrmedel och åtgärder föranledda av styrmedel som miljö kvalitetsnormer har identifierats.

1. Lagstiftning som kräver samhällsekonomiska analyser av förslag till lagstiftning och styrmedel

⁴⁴ Av Statskontorets utredning 2000 framgår att ett sådant utbyte verkar ske.

⁴⁵ På andra politikområden har särskilda utvärderingsmyndigheter inrättats som t.ex. Institutet för arbetsmarknadspolitik utvärdering (IFAU), Inspektionen för socialförsäkring (ISF) och Trafikanalys (Trafa). För regler och styrmedel som föreslås av expertmyndigheter som Naturvårdsverket saknas idag fortfarande oberoende utvärderingsmyndigheter. Konjunkturinstitutets miljöenhet har enligt regleringsbrevet till uppgift att utveckla metoder och modeller för samhällsekonomisk analys men hur detta arbete förhåller sig till det arbete som utförs vid Naturvårdsverket verkar vara oklart. Det kan förklara varför arbetet vid de olika myndigheterna varit föremål för utredning.

2. En tydligare medvetenhet om att det svenska regeringskansliet kan behöva dels bli tydligare i sina krav/beställningar av samhällsekonomisk analys av förslag till ny lagstiftning och nya föreskrifter, dels i ökad utsträckning begära analyser och granskningar av Naturvårdsverkets utredningar och analyser
3. Krav på myndigheterna att etablera en systematisk process för att löpande bygga upp och vidmakthålla det metodkunnande som behövs för dessa analyser (t.ex. genom att regelbundet rapportera översyner av kalkylmetod och effektsamband)
4. En formaliserad process för att vetenskaplig och legal granskning av en tredje part som ges resurser för att utföra granskningen
5. Både en intern och en oberoende extern uppföljning och utvärdering av de styrmedel som beslutas.

Jämfört med miljöpolitiken har transportpolitiken kommit längre i att utveckla en systematisk tillämpning av ekonomisk analys. Transportsektorn uppfyller i någon mån alla ovanstående krav. Den fjärde punkten uppfylls mer ad hoc men ändå rätt ofta för viktigare reformer och beslut. Den femte punkten är tänkt att delvis uppfyllas av Trafikanalys.

Utvärdering som innebär att styrmedel som rekommenderats av Naturvårdsverket och därefter handlagts av verket bör därför kanske läggas på oberoende utvärderare. Detta utesluter dock inte att Naturvårdsverket kan bedriva uppföljning av en hel del viktiga målvariabler.

6 Sammanfattande diskussion och förslag till fortsatt utveckling och forskning

Det som redovisas i denna rapport är en undersökning av användningen av samhällsekonomiska analyser i miljöpolitiken. De underlag som har studerats ligger till grund för utformningen av styrmedlet miljökvalitetsnormerna för partiklar och kvävedioxid som infördes genom Miljöbalken 1999 och de underlag som tagits fram inför beslut om de åtgärder som styrmedlet krävt. Kapitlet inleds med en översikt av vilka insikter som en användning av samhällsekonomisk analys kan ge. Därefter sammanfattas slutsatser från de beslutsunderlag som vi analyserat samt studier av styrmedlets funktion. Därefter diskuteras tänkbara orsaker till att samhällsekonomiska analyser inte framställts. Kapitlet avslutas med en diskussion av förslag till fortsatt utveckling och forskning.

6.1 Insikter som kan nås genom samhällsekonomisk analys

Kvantifierat samhällsekonomiskt beslutsunderlag kan ge stöd åt flera olika beslut. En övergripande egenskap är att det ger en utgångspunkt för ett systematiskt sätt att ta fram underlag om miljöproblemet, vilka källorna är, deras konsekvenser samt möjliga åtgärder. Denna information behövs både för att fastställa nivåer för gränsvärden och för utformning av åtgärder och kompletterande styrmedel som behövs.

Detta är speciellt viktigt då flera mål och flera medel hänger samman vilket kräver mer omfattande analyser för att finna effektiva åtgärds kombinationer, som t.ex. i vägtransportsektorn. Det faktum att en åtgärd ger effekt och är lönsam, är inte tillräckligt för att hävda att den bör genomföras. Om en annan åtgärd ger samma effekt till lägre kostnad bör den väljas istället. Det faktum att utsläppen och halterna av föroreningar kan variera i tid och rum innebär att det kan vara attraktivt att, åtminstone delvis, använda styrmedel vars verkan också varierar i tid och rum. Trängselskatten i Stockholm är därför ett intressant styrmedel att analysera ur detta perspektiv. En trängselskatt som syftar till att lösa kapacitetsproblem minskar också luftföroreningar och en åtgärd som t.ex. delvis vidtas med syfte att påverka luftföroreningar som t.ex. miljözoner påverkar också behoven av kapacitet i en stad. Av detta skäl kan politiska beslutsfattare vara betjänta av ett underlag som visar på hur styrmedel för flera olika syften samverkar (och delvis kanske motverkar) kan kombineras för att nå flera mål samtidigt.

Vidare innebär en systematisk tillämpning av ett samhällsekonomiskt synsätt att man uppmärksammar behov av naturvetenskapliga effektsamband som behövs för att kunna beräkna konsekvenserna av miljöpåverkan och åtgärders effekter. Det bidrar också till att klarlägga vad man vet och vad man inte vet om dessa samband. Detta behövs inte minst för att kunna föra en diskussion om åtgärder för föroreningar där det föreligger svagare evidens för sambanden.

Ett sakligt underlag för ett beslut om åtgärder bör även i detta fall redovisa skälen och baseras på uttalade hypoteser om tänkbara effekter. Allmänt sett kan man säga att om informationen om exempelvis sambandet mellan exponering och hälsoeffekt är osäker så bör någon form av osäkerhetsanalys göras. En sådan analys kan leda till att man lägger till en säkerhetsmarginal i strävandena efter minskade halter och minskad exponering. Även denna säkerhetsmarginal bör dock fastställas utifrån vissa fastställda principer som är grundad på riskanalyser. Detta följer också av försiktighetsprincipen. Osäkerhetens grad och art kan också ha effekt på vilken åtgärd som bör väljas. Om

risken är av den arten att hälsoeffekterna kan öka kraftigt när en viss halt överskrids kan detta tala för en striktare uppföljning av halter och ett striktare styrmedelsval.

Ett kvantifierat samhällsekonomiskt beslutsunderlag är också viktigt för det arbete som bedrivs på EU nivå. Geografiska skillnader kan exempelvis vara en orsak till att en differentiering av ett styrmedel är befogat och att olika åtgärder behövs. Som exempel kan nämnas den samhällsekonomiska kalkyl som genomfördes inom ramen för CAFE-programmet (Clean Air for Europe). Vid utvärdering av de åtgärdsförslag som detta program utmynnade i är det viktigt att känna till att det som fokuseras i dessa analyser är gemensamma problem på EU-nivå. I analysen ingick exempelvis inte bidraget från slitagepartiklar och underlaget gällande bidraget från lokala föroreningar var grovt. De åtgärder som där föreslås behöver därför inte vara så väl lämpade för svenska förhållanden.

6.2 Kvantifierade samhällsekonomiska analyser saknas

Kartläggningen har visat att det i stor utsträckning saknas kvantifierat beslutsunderlag för såväl normer som åtgärder. För normerna saknas samhällsekonomisk grund för haltgränser och vidare genomfördes aldrig de åtgärdsanalyser som var tanken då normerna föreslogs av Naturvårdsverket. För åtgärdsprogrammen saknas i stor utsträckning kvantifiering av enskilda åtgärders hälsoeffekter och kostnader. När normerna väl etablerats verkar det ha funnits en tilltro till att sådana analyser har legat till grund för styrmedlet miljö kvalitetsnormer.

Sverige har i realiteten genomfört EG-direktivet på ett sätt som innebär att högre miljökrav ställs än vad direktivet kräver och detta utan en underliggande analys. För kvävedioxid är detta uppenbart eftersom gränsvärdena för timmedelvärdet är lägre Sverige. För partiklar är det mindre uppenbart eftersom samma gränsvärde gäller i Sverige som i direktivet. Sverige har dock valt att inte tillämpa de undantag som direktivet ger utrymme för, trots att Sverige har en annan luftkvalitetssituation än i andra delar av EU. Sverige verkar också ha valt att utvärdera om halterna överskrids på mer belastade platser än de som föreslås som referensplatser i direktiven, bl.a. områden med mycket trafik och/eller dålig ventilation (s.k. gaturum) där risken för överskridande är stor. Exempelvis utvecklades verktyget SIMAIR för att sådana "MKN-kritiska" platser skulle kunna identifieras. Såsom diskuterats i kapitel 3 är det urban bakgrund som ger en representativ bild av den genomsnittliga påverkan i en befolkning vilket är det som utformningen av de flesta gränsvärden baseras på.

De beslutsdokument som producerats på länsstyrelser och kommuner men även vid Vägverket präglas i hög grad av en fokusering på att nå haltgränser. Det saknas i stor utsträckning också underlag för att bedöma de beslutade åtgärdernas ändamålsenlighet och samhällsekonomiska effektivitet. Detta gäller även Vägverket trots att det är en myndighet där samhällsekonomisk analys tillämpas i andra sammanhang och där forskning om samhällsekonomiska hälsokostnader bedrivits åtminstone sedan 1999. Den kompetens som använts för att producera dessa beslutsunderlag har i huvudsak varit naturvetenskaplig och samhällsvetenskaplig.

I prop. 2009/10:184 från i mars 2010 kan regeringen sägas ha uppmärksammat den avsaknad av kvantifierade analyser som påtalas i denna studie. Där krävs att det i de åtgärdsprogram som tas fram för att följa en miljö kvalitetsnorm ska framgå hur kraven på förbättringar fördelas mellan olika typer av källor och åtgärder, hur stora förbättringar varje åtgärd innebär och hur åtgärderna är avsedda att finansieras.

Samhällskostnaderna av miljö kvalitetsnormerna har inte varit möjliga att kvantifiera inom ramen för detta projekt. Det kan dock konstateras att införandet av miljö kvalitetsnormerna medfört aktiviteter på flera olika nivåer i samhället och de har även påverkat inriktningen på forskningen. Anpassningskostnaderna verkar dock ha varit små eftersom Naturvårdsverkets utvärdering av åtgärdsprogrammen pekar på att åtgärder har genomförts i liten utsträckning. Utformningen av miljö kvalitetsnormerna kan dock ha lett till att åtgärder har vidtagits som har liten verkan och höga kostnader. När det gäller åtgärder så visar vår analys att många av de föreslagna åtgärderna påverkar flera mål än luftkvalitet. Därför är det utan vidare analys inte möjligt att utvärdera de samhällsekonomiska konsekvenserna⁴⁶.

6.3 Orsaker till frånvaro av samhällsekonomiska analyser

Orsakerna till frånvaron av samhällsekonomiska analyser verkar finnas på flera nivåer. Redan i propositionen om miljömålen (prop. 1997/98:145) etableras en konflikt mellan den samhällsekonomiska analysens krav på avvägning och det system med angivna riktvärden som miljömålssystemet bygger på. I propositionen framgår att Naturvårdsverket har ett ansvar för att undersöka styrmedels effektivitet ur olika aspekter, däribland kostnadseffektivitet. Naturvårdsverket har även ett ansvar för att utvärdera styrmedelskombinationer men ska även undersöka möjligheten till en ökad användning av ekonomiska styrmedel, något som i princip innebär ett behov av att ta fram samhällsekonomiskt underlag. Om luftkvalitet sägs dock i samma proposition att innebörden i målet Frisk luft är att lågrisknivåer inte får överskridas.

Även i Miljöbalken finns det skrivningar som anger att det samhällsekonomiska perspektivet ska beaktas vid utvärdering av åtgärder och de krav som ställs. Oklara skrivningar har dock lett fram till att Naturvårdsverket tidigt gjorde egna tolkningar av hur Miljöbalkens miljö kvalitetsnormer för luftkvalitet skulle tillämpas. Deras tolkning var att sätta gränsvärden var stoppregler som inte får överskridas. I mitten av 2000-talet genomfördes också ändringar i miljöbalken som vi menar gav legitimitet till en sådan tolkning. Den utredning som låg till grund för detta beslut gjorde dock ingen utvärdering av om gällande gränsvärdesnivåer var rimliga ur ett samhällsekonomiskt perspektiv utan utredaren utgick ifrån att en sådan analys genomförts i ett tidigare skede. Vi menar att det är troligt att dessa tolkningar och skrivningar ger svaga incitamenten till att ta fram ett samhällsekonomiskt beslutsunderlag. Att så är fallet verkar också ha uppmärksamats av regeringen eftersom förslag om ändring har lagts fram i prop. 2009/10:184.

Även i Naturvårdsverkets instruktioner har samhällsekonomisk effektivitet och analys en otydlig roll. Det framgår också av utredningar som genomförts både av Naturvårdsverket själv och av externa parter, att användningen av samhällsekonomisk analys vid myndigheten är bristfällig och att den inte förbättrats trots att åtgärder genomförts. Det verkar därför finnas interna faktorer inom Naturvårdsverket som bidrar till att samhällsekonomiska analyser inte genomförs. En möjlig orsak kan vara bristande kunskap om vad en sådan analys kan ge och vilka frågor den kan analysera. Vi har exempelvis funnit att huvudsakligen juridisk kompetens anlitas för att utreda och utvärdera funktionen av styrmedlet miljö kvalitetsnormer för luftkvalitet. Det är dessutom oklart i vilken utsträckning kraven i Naturvårdsverkets föreskrifter verkligen binder

⁴⁶ Problemet med att göra utvärderingar när ett medel påverkar flera mål diskuteras i en nyligen utgiven rapport av Konjunkturinstitutet (Vredin Johansson, 2010).

länsstyrelser och kommuner att ta fram kvantifierat samhällsekonomiskt beslutsunderlag.

En iakttagelse är att det kunskapsunderlag om sambanden mellan halter och hälsoeffekter som ligger till grund för Miljöbalkens miljö kvalitetsnormer för partiklar och kvävedioxid är oklart och saknar tydliga referenser. Naturvårdsverket har inte heller redovisat avvägda effektsamband i takt med att ny kunskap framkommit. Ny kunskap om partiklar har tvärtom tagit lång tid att tränga fram i Naturvårdsverkets dokumentation och påverkar fortfarande inte på ett relevant sätt de underlag som tas fram om nya förordningar om miljö kvalitetsnormerna. En bidragande orsak till detta kan vara att ett samhällsekonomiskt synsätt inte har etablerats vid Naturvårdsverket och att därför de förvaltningsrutiner för att använda och utveckla mer kvantifierade beslutsunderlag som etablerades vid exempelvis Vägverket inte heller har etablerats. Som framgick ovan så saknas samhällsekonomiska analyser även i Vägverkets utredningar av miljö kvalitetsnormerna. Frånvaron av underlag är alltså inte den enda orsaken till att denna typ av analyser inte genomförs.

I den ekonomiska litteraturen har det dock även diskuterats att frånvaron av samhällsekonomisk analys i praktiskt beslutsfattande även kan förklaras av den kontext i vilken samhällsekonomisk forskning bedrivs. Hahn (1999) formulerar följande: "Most of the day-to-day policy that real folks must address involves the activities associated with complying with standards, permits, guidelines and regulations. While economists have said a few intelligent things about such matters, their attention has largely been focused on those parts of environmental policy that they enjoy talking about, areas where theoretical economics can offer relatively clean insights". Hahn (2000a) konstaterar även att nationalekonomer bättre måste förklara vilka insikter som en samhällsekonomisk analys kan ge. Cropper (2000) pekar på att en bidragande orsak till att man i forskningen inte ägnar sig åt policyanalyser är att dessa inte har så högt meritvärde i den akademiska världen. Ytterligare en möjlig orsak är att detta är analyser som kräver samverkan mellan flera olika discipliner vilken försvåras av både institutionella och praktiska förutsättningar.

6.4 Utvecklings- och forskningsimplikationer

I denna studie har tre övergripande iakttagelser gjorts om samhällsekonomisk analys vid Naturvårdsverket och övriga instanser som varit inblandade i arbetet med miljö kvalitetsnormer:

- Den första är att samhällsekonomiska analyser i huvudsak saknas för åtgärder och styrmedel för att nå miljö kvalitetsnormerna
- Det andra är att det är få nationalekonomer som varit inblandade i framtagande av beslutsunderlag och efterföljande analyser av styrmedlets funktion
- Den tredje är att det saknas ett system för ajourhållning av de naturvetenskapliga samband som behövs för samhällsekonomiska analyser. Det behövs också exempel på beräkningar av åtgärders effekter och kostnader.

I denna studie har inte någon djupare analys gjorts av orsakerna till bristerna i samhällsekonomiska analyser eller frånvaron av nationalekonomisk kompetens men frågan har redan uppmärksamats och utredningar har genomförts (Statskontoret, 2009; SOU 2009:31; SOU 2009:83). Vi vill dock lyfta fram några aspekter som vi anser är viktiga men som kanske inte uppmärksammas i de utredningar som genomförts. Dessa är:

- att undersöka underliggande organisationsstrukturer och hur de bidrar till användningen av denna typ av analysmetodik. Inte vid Naturvårdsverket, Vägverk eller övriga ansvariga instanser har de analysverktyg som finns tillgängliga använts. En möjlig orsak till detta är en ensidig bemanning av personal som arbetar med att ta fram underlag. I en nyligen genomförd utredning av Konjunkturinstitutet (Samakovlis och Östblom, 2010) konstateras dock att Naturvårdsverket har en miljöekonomigrupp som arbetar som metodstöd internt på Naturvårdsverket men även har haft kurser för andra miljömålsmyndigheter. Frågan är dock vilket genomslag detta fått inom enskilda miljöområden
- att det finns utrymme både för att utveckla svensk miljöpolitik både beträffande mekanismerna för ansvarsutkrävande och beträffande de analytiska kraven. Några av de punkter som vi pekat på som skulle kunna bidra till detta är:
 - utveckla och dokumentera metoden för samhällsekonomiska analysmetoder
 - regelbunden uppdatering av kalkylvärden, effektsamband och kalkylmetoder med vetenskaplig granskning
 - utveckling av metod för samhällsekonomiska och juridiska analyser av exempelvis styrmedel
 - att väga olika risker mot varandra
 - vetenskapliga granskningar (peer reviewer) av de beslutsunderlag som tas fram t.ex. kalkylriktlinjer, Naturvårdsverkets ekonomiska underlag för ny lagstiftning och åtgärdsplaner
 - regelbunden uppföljning av utfallet enligt normerna med information till riksdagen
 - regelbunden omprövning av normerna (lagen).

En möjlighet för regeringen att stimulera Naturvårdsverket till en sådan utveckling kan vara att ge Naturvårdsverket i uppdrag att fortsatt årligen redovisa hur många samhällsekonomiska analyser av styrmedel som verket analyserat. Regeringen skulle också kunna ge Naturvårdsverket i uppdrag att exempelvis vart tredje år redovisa en uppdaterad sammanställning av effektsamband, kalkylvärden och kalkylriktlinjer.

Ett sätt att skapa drivkrafter för att använda sina analysresurser på bästa sätt är att jämföra sina analyser och sin organisation med andra för att se om det finns en förbättringsmöjlighet. En sådan jämförelse skulle kunna tillhandahållas eller beställas av *en annan organisation* än den organisation som är föremål för jämförelse. Detta skulle exempelvis kunna göras av Konjunkturinstitutet

För luftföroreningar som förknippas med transporter finns det i stor utsträckning modeller som kan användas för att, åtminstone översiktligt, beräkna åtgärdernas effekter på transportflöden och på spridning av föroreningarna. Därför kan dessa modeller också användas för att belysa och jämföra olika styrmedels och styrmedelskombinationers effektivitet för att nå *flera* mål, exempelvis Frisk luft och klimatmålet. Vi menar att beställarna av beslutsunderlag och forskning bör efterfråga sådana integrerade analyser i större omfattning⁴⁷. Här krävs dock en analys av vilka analyser som är intressanta och

⁴⁷ Så vitt vi vet har exempelvis inte denna typ av analys föregått beslut om förbud för dubbdäck på enskilda gator eller i vissa områden som nu diskuteras för att reducera halterna av PM₁₀ i Stockholm och Göteborg.

detta bör utgå ifrån ett åtgärds perspektiv såsom påpekas i SOU 200:35. Riskanalyser är något som är en viktig del här och där kan det finnas behov av att utveckla och systematisera det arbete som bedrivs vid Naturvårdsverket. En förebild kan vara det arbete som bedrivs vid US EPA, se <http://www.epa.gov/risk/>.

Vägverket integrerade sedan länge, åtminstone på ett teoretiskt plan, insikten om behovet av övergripande analyser av flera åtgärder genom den s.k. fyrstegsprincipen. Ett exempel på en sådan analys är SIKAs (2005). Ett problem med genomförandet av denna princip är dock att det har visat sig att det ofta är styrmedel som måste beslutas av regering och riksdag som är de mest effektiva och dessa kan därför inte delegeras till myndigheter och lokala förvaltningar. De mest effektiva åtgärderna kan dock vara svåra att motivera politiskt. Därför tenderar departement och förvaltningar att undvika dessa åtgärder. Ett exempel är att skatter (t.ex. bensinskatter och trängselskatter) kan vara mest effektiva för att nå miljömål. SIKAs har i flera analyser (se SIKAs 2002 kap 5 för exempel och vidare referenser) pekat på hur skatter kan vara mer effektiva än investeringar för att nå transportpolitiska mål. Vi har även i denna studie funnit att åtgärder som beslutas av regering och riksdag, och som skulle kunna vara mest effektiva för att uppnå miljö kvalitetsnormernas gränsvärden, inte beslutats. Det kan därför finnas anledning att forska om orsakerna till denna politiska tröghet.

Referenser

American Heart Association (2010) Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease: An Update to the Scientific Statement from the American Heart Association. *Circulation* 2010, 121, pp. 2331-2378.

<http://circ.ahajournals.org/cgi/reprint/CIR.0b013e3181dbee1>. Nedladdad 2010-06-03.

Andelius C., Johansson, H. och Nerhagen, L. (2003) Marginalkostnadsberäkning av luftburna föroreningar från fordon – problem med differentiering, interdependens och variabilitet. VTI-rapport N-35. http://www.vti.se/templates/Report____2796.aspx?reportid=2156.

Banverket (2009) Beräkningshandledning BVH 706.

Barkman, C., Fölster, S. (1996) Kan myndigheter utvärderas sig själva? ESO rapport Ds 1996:36.

Bellander, T., Svartengren, M., Berglund, N. Staxler, L., och Järup, L. (1999) The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences (SHAPE). Part II: Particulate Matter, Nitrogen Dioxide and Health Effects. Dose-response relations and Health Consequences in Stockholm County. Department of Environmental Health, Karolinska institutet.

Benbear, L.S., Stavins, R.N. (2007) Second-best theory and the use of multiple policy instruments, *Environmental and Resource Economics*, 37, 111-129.

Bickel, P. Schmid, S. and Friedrich, R (2003) Estimation of Environmental Costs of the Traffic Sector in Sweden. Draft 1.3. IER, University of Stuttgart.

Björkman, U (2009) Uppdragsrapportering: ”Åtgärdsprogramms styrande effekt med hänsyn till regeringsformen”. Brev daterat 2009-12-18
http://www.naturvardsverket.se/upload/03_lagar_och_andra_styrmedel/miljokvalitetsnormer/atgard/atgardsprgr-regform.pdf.

Cropper, M.L. (2000) Has Economic Research Answered the Needs of Environmental Policy. *Journal of Environmental Economics and Management* 39.

Dixit, A. (2002) Incentives and Organizations in the Public Sector: An interpretative Review, *The Journal of Human Resources*, Vol. 37, No. 4, sidorna 696–727

Edwardsson, E. (2007) Har byråkraterna blivit lagstiftare? Europeiseringens innebörd för lydnads- och lojalitetsplikter för nationella myndigheter. Nedladdat från Riksbankens jubileumsfonds hemsida 2010-06-26: <http://www.rj.se/1/1154/var/pid/51>. Se även <http://www.jur.uu.se/ForskningsInfo.aspx?ForskningsId=817>.

Eisenhardt, K. (1989) Agency theory: An assessment and review, *Academy of Management Review*, 14 (1): 57-74.

Eliasson, J., Lundberg, M. (2010) Do cost-benefit analyses influence transport investment decisions? Experiences from the Swedish transport investment plan 2010–2021, paper submitted to WCTR in Lisbon.

Elvik, R., Høy, A., Vaa, T., Sørensen, M. (2009) *The Handbook of Road Safety Measures*, Emerald Group Publishing.

Energimyndigheten och Naturvårdsverket (2006) Ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken, Energimyndigheten ER 2006:34.

Europeiska gemenskapernas kommission (2000) Meddelande från kommissionen om försiktighetsprincipen, Dnr: KOM (2000).

2008/50/EG och övriga direktiv som anges i texten.

EG:s direktiv 96/62/EG, 1999/30/EG och 2008/50/EG

Finlands kommunförbund (2001) Nya förordningar om luftkvalitet och om utsläpp av flyktiga organiska föreningar.

Forsberg, B., Hansson, H-C., Johansson, C., Areskoug, H., Persson, K. och Järvholm, B. (2005) Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in Scandinavia. *Ambio* 34(1), pp. 11–19.

Gipperth, L. (1999) Miljökvalitetsnormer. En rättsvetenskaplig studie i regelteknik för operationalisering av miljömål, doktorsavhandling i juridik vid Uppsala universitet.

Hahn, R.W (2000a) The impact of Economics on Environmental Policy. *Journal of Environmental Economics and Management* 39, pp. 375–399

Hahn, R.W (2000b) State and Federal Regulatory Reform: A Comparative Analysis, in Adler M.D. and Posner E.A. (eds) *Cost-Benefit Analysis – Legal, Economic and Philosophical Perspectives*. The University of Chicago Press.

Hahn, R.W. and Dudley, P.M. (2007) How Well Does the U.S. Government Do Benefit-Cost Analysis? *Review of Environmental Economics and Policy*, Vol. 1, No. 2, pp. 192–211.

Hammit, J.K. (2006) Willingness to Pay and Quality Adjusted Life Years. In OECD, *Economic Valuation of Environmental Health Risks to Children*,

Hansson (2007) *The Ethics of Communicating Public Health Research*, Harvard Health Policy Review Vol 8 No 2

Hultkrantz, L., Hasselberg, Y. och Stigberg, D. (1997) Fisk och Fusk – Mål, medel och makt i fiskeripolitiken. Rapport till ESO (Expertgruppen för studier i offentlig ekonomi). Ds 1997:81,

Johansson, H. (2001) Bensin eller dieseldriven personbil, vad är bäst för miljön. Vägverket publikation 2001:40. http://publikationswebbutik.vv.se/upload/1935/2001_40_bensin_eller_dieseldriven_personbil_vad_ar_bast_for_miljon.pdf. Nedladdad 2010-06-29.

Lane, J-E. (2005) *Public Administration & Public Management: The Principal-Agent Perspective*, Routledge, Oxon.

Leksell, I. (2000) Health Cost of Particle Emissions – Economic Valuation of Increased Mortality due to Exhaust Emissions of Fine Particles. Licentiatavhandling. Institutionen för fysisk resursteori. Göteborgs Universitet

Li, C-Z. and Budh, E. (2008) Environmental Objectives, Cost Efficiency, and Multivariate Stochastic Control. *Environmental Modeling Assessment* Vol. 13, No. 2.

Länsstyrelsen i Stockholms län (2003) Förslag till åtgärdsprogram för att klara miljökvalitetsnormen för kvävedioxid i Stockholms län.

Länsstyrelsen i Stockholms län (2004) Åtgärdsprogram för partiklar, Dnr 1842-02-87078.

Länsstyrelsen i Skåne län (2007) Åtgärdsprogram för att uppfylla miljökvalitetsnormen för kvävedioxid i Malmö.

- Länsstyrelsen i Västra Götaland (2006) Åtgärdsprogram för miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid i Göteborgsregionen.
- Länsstyrelsen i Västra Götaland (2006) Åtgärdsprogram för miljö kvalitetsnormen för partiklar i Göteborg.
- Maaherra, E. (2009) Miljö kvalitetsnormer för luftkvalitet, Kulturgeografiska institutionen, Umeå universitet.
- Matthijsen, J. and ten Brink, H.M. (2007) PM2.5 in the Netherlands. Consequences of the new European air quality standards. A publication of the Netherlands Research Programme on Particulate Matter.
- Mellin, A. and Nerhagen, L. (2010) Health Effects of Transport Emissions. A review of the state of the art of methods and data used for external costs calculations. CTS rapport. KTH.
- Milieu Ltd (2004) Assessment of the Effectiveness of European Air Policies and Measures. Final report on task 3.2: Case Studies Comparing the EU Experiences with the experiences of the USA and Other Countries. Prepared by Milieu Ltd, the Danish National Environmental Research Institute and the Center for Clean Air Policy, under contract to the European Commission's DG Environment, Directorate C (Contract Number B4-3040/2003/365967/MAR/C1).
http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/activities/pdf/task_3_2_general.pdf.
Nedladdad 2010-05-29.
- Miller, G. (2005) The Political Evolution of Principal-Agent Models, Annual Review of Political Science 8, 203–225.
- Naturvårdsverket (1997) Miljö kvalitetsnormer – ett nytt verktyg i miljöpolitiken. Rapport 4793.
- Naturvårdsverket (1998) Utveckling av nya miljö kvalitetsnormer. Rapport 4925.
- Naturvårdsverket (2000) Utveckling av miljö kvalitetsnormer som rättsligt instrument. Rapport 5138.
- Naturvårdsverket (2003) Frisk luft – underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Rapport 5318.
- Naturvårdsverket (2004) Nya miljö kvalitetsnormer och delmål för miljö kvalitetsmålet Frisk luft. Rapport 5357.
- Naturvårdsverket (2004a) Miljö kvalitetsnormer som styrmedel. Rapport 5375.
- Naturvårdsverket (2004b) Ekonomiska konsekvensanalyser i myndigheternas miljöarbete – förslag till förbättringar. Rapport 5398.
- Naturvårdsverket (2005) Kvävedioxid och ozon i tätortsluften - Halternas samspel samt konsekvenser för hälsan. Rapport 5519.
- Naturvårdsverket (2006) Luftguiden. Handbok med allmänna råd om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Handbok 2006:2. Utgåva 1.
- Naturvårdsverkets (2008a) Kostnader för kontrollen av miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft. Rapport 5883
- Naturvårdsverkets (2008b) Förslag till ny förordning om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft, Rapport 5884.

Naturvårdsverkets (2008c) Har miljö kvalitetsnormer förbättrat utomhusluften? Rapport 5915.

Naturvårdsverket (2009a) Årsredovisning 2008.

Naturvårdsverket (2009b) Forskningsprogrammen och uppfyllelsen av miljö kvalitetsmålen. Rapport 5953.

Naturvårdsverket (2009c) Rapport om behov av åtgärdsprogram avseende miljö kvalitetsnormer för partiklar (PM₁₀) i Önsköldsviks kommun. Yttrande. dnr: 113-8051-08 Ke <http://www.swedishepa.se/Documents/publikationer/978-91-620-8378-6.pdf>. Nedladdat 2010-05-29.

Naturvårdsverket (2010a) Miljöbalken. (<http://www.naturvardsverket.se/Lagar-och-andra-styrmedel/Lag-och-ratt/Miljobalken/>). Nedladdat 2010-05-29.

Naturvårdsverket (2010b) Miljö kvalitetsnormer. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Lagar-och-andra-styrmedel/Miljokvalitetsnormer/>. Nedladdat 2010-05-29.

Nerhagen, L., Forsberg, B., Johansson, C., Lövenheim, B. (2005) Externa kostnader av luftföroreningar från trafiken. VTI rapport 517.

Nerhagen, L., Bergström, R., Eneroth, K., Forsberg, B., and Johansson, C. (2008): The mortality cost of emissions in the Stockholm area – an investigation into harmfulness, sources and the geographical dimension of their impact. VTI rapport 635A.

Nerhagen, L. and Mellin, A. (2010) Health Effects of Transport Emissions. A review of the state of the art of methods and data used for external cost calculations. Centre for Transport Studies. Stockholm (forthcoming)

NFS 2006:3. Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Beslutade 6 april 2006.

Nilsson, J-E., Pyddoke, R., Andersson, M., Hansen, F., Isacson, G., Lindberg, G. och Nerhagen, L. (2009) Infrastrukturpolitik på samhällsekonomisk grund, VTI rapport 654.

Norrköpings kommun (2006) Program för att sänka halterna av hälsoskadliga partiklar och andra föroreningar i Norrköpings kommun.

Pearce, D.W. (1998) The role of carbon taxes in adjusting to global warming. In Pearce D.W. (ed) Economics and environment: essays on ecological economics and sustainable development Edward Elgar, pp 231–240.

Persson K. och Haeger-Eugensson M. (2006) Relationen mellan halter av luftföroreningar i olika tätortsmiljöer. För Naturvårdsverket. Rapport daterad 2006-07-27.

Persson, K., Haeger-Eugensson, M., Forsberg, B., Åström, S., Hellsten, S., Larsson, K., Björk, A. and Blomgren, H. (2009) Quantification of population exposure to PM_{2,5} and PM₁₀ in Sweden 2005. IVL rapport B 1792. <http://www3.ivl.se/rapporter/pdf/B1792.pdf>.

Prop. 1997/98:45, Miljöbalk.

Prop. 1997/98:145 Svenska miljö mål.

Prop 2000/01:130 Svenska miljö mål – delmål och åtgärdsstrategier

Prop 2004/05:150 Svenska miljö mål – ett gemensamt uppdrag.

Prop. 2005/06:160 Moderna transporter

Prop. 2005/06:182 Miljö balkens sanktionssystem m.m.

Prop. 2008/09:35 Framtidens resor och transporter - infrastruktur för hållbar tillväxt

Prop. 2008/09:93 Mål för framtidens resor och transporter

Prop. 2009/10:155 Svenska miljömål - för ett effektivare miljöarbete

Prop. 2009/10:184 Åtgärdsprogram och tillämpningen av miljökvalitetsnormer

Regeringen (2010) Sammanfattning av propositionen Svenska miljömål.
<http://www.regeringen.se/content/1/c4/13/05/7a4e672b.pdf>. Nedladdat 2010-05-29

Riksrevisionen (2005) Miljömålsrapporteringen – för mycket och för lite, RiR 2005:1.

Samakovlis, E., Vredin-Johansson, M. (2005) Samhällsekonomiskt underlag till miljöpolitiken: brister och förbättringar, Ekonomisk Debatt nr 7 sid. 30–39.

Samakovlis, E., Östblom, G. (2010) Modellbaserad analys inom miljö- och klimatområdet – En kartläggning av behov och förutsättningar, Konjunkturinstitutet FördjupningsPM.

Shortle, J.S. and Horan, R.D. (2001) The economics of nonpoint pollution control. Journal of Economic Surveys Vol. 15, No. 3, pp.255–289.

SIKA (2002) Metoder och riktlinjer för bättre samhällsekonomiskt beslutsunderlag. Rapport 2002:19.

SIKA (2005) Fyrstegsprincipen – Infrastrukturplaneringens nya Potemkinkuliss? Rapport 2005:11.

SIKA (2008) Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 4. PM 2008:3.

SIKA (2008) Förslag till ny transportpolitisk målstruktur. Del 1 Analys av förutsättningar Rapport 2008:2.

SIKA (2008) Förslag till ny transportpolitisk målstruktur. Del 2 Förslag till reviderade mål Rapport 2008:3.

SIKA (2009) Uppföljning av det transportpolitiska målet och dess delmål Rapport 2009:2.

SIKA (2009) Vägtrafikskador 2008, SIKA Statistik 2009:23.

Smeets, W., Blom, W., Hoen, A., Jimmink, B., Koelemeijer, R., Peters, J. and de Vries, W. (2007) Cost-Effective abatements options for improving air quality in the Netherlands. MNP Netherlands Environmental Assessment Agency. Dust conference 23–24 April 2007. Maastricht.

SMHI (2005) SIMAIR - Modell för beräkning av luftkvalitet i vägars närområde. Slutrapport mars 2005. Rapport 2005-37.

SMHI (2010) Scenarioverktyg – visualisering och utvärdering av utsläppscenarier. <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/scenarieverktyg-visualisering-och-utvardering-av-utslappsscenarier-1.363>. Nedladdat 2010-05-29

Socialstyrelsen (2009) Miljöhälsorapport 2009.

SOU 1996:124, Miljö för en hållbar hälsoutveckling.

SOU 2000:35 Ren luft på väg.

SOU 2000:52 Framtidens miljö - allas vårt ansvar. Betänkande från Miljömålskommittén.

- SOU 2005:113 Åtgärdsprogram för miljö kvalitetsnormer.
- SOU 2008:118, Styra och ställa, förslag till en effektivare statsförvaltning.
- SOU 2009:31, Effektiva transporter och samhällsbyggande.
- SOU 2009:83, Miljömålen i nya perspektiv.
- SOU 2010:17, Prissatt vatten?
- Statskontoret (2000) Fallstudier av tre EU-intensiva politikområden. Statskontoret rapport 2000:20B.
- Statskontoret (2009) Miljöekonomiskt arbete vid Konjunkturinstitutet, Statistiska centralbyrån och Naturvårdsverket, rapport 2009:3.
- Stern, T. (2003) Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management. RFF Press. Resources for the Future. Washington.
- Sunstein, C.R. (2000) Cognition and Cost-Benefit Analysis: A Comparative Analysis in Adler M.D., and Posner E.A. (eds) Cost-Benefit Analysis – Legal, Economic and Philosophical Perspectives. The University of Chicago Press
- Tenbrunsel, A.E., Wade-Benzoni, K. A., Messick, D.M., and Bazerman, M.H. (2000) Understanding the influence of environmental standards on judgements and choices. Academy of Management Journal Vol. 43 No. 5.
- Tillsyns- och föreskriftsrådet (2010) Luftkvalitetsnormer (svaveldioxid m.m.). <http://www.tofr.info/EU-register/Luft/Luftkvalitetsnormer-svaveldioxid-mm/>. Nedladdat 2010-05-29.
- Turner, R.K., Pearce, D. and Bateman, I. (1994) Environmental Economics – An elementary introduction. Harvester Wheatsheaf.
- Umeå kommun (2007) Åtgärdsprogram för att uppfylla miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid i Umeå.
- Uppsala kommun (2009) Åtgärdsplan för att klara miljö kvalitetsnormerna för kvävedioxid och partiklar i Uppsala.
- U.S. Environmental Protection Agency (2010) PM Standards. <http://www.epa.gov/air/particlepollution/standards.html>. Nedladdad 2010-09-19.
- WGPM (2004) Second Position Paper on Particulate Matter. Final Version. CAFE Working Group on Particulate Matter. http://ec.europa.eu/environment/archives/cape/pdf/working_groups/2nd_position_paper_pm.pdf. Nedladdad 2010-05-29.
- WHO (2008) Economic valuation of transport-related health effects. Review of methods and development of guidance with a special focus on children. (authors: Boesch, H-J, Kahlmeier, S, Sommer, H, van Kempen, E, Staatsen, B, Racioppi, F). Copenhagen, World Health Organization, Regional Office for Europe. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/53864/E92127.pdf. Nedladdad 2010-06-29.
- WHO (2010) Air quality guidelines – global update 2005. http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair_aqg/en/. Nedladdad 2010-05-29.
- Vredin-Johansson M. (2010) En utvärdering av det ekonomiska stödet till åtgärder för att främja hållbara städer. Konjunkturinstitutet Specialstudier nr. 23.

- VTI (2009) Hur påverkas trafiksäkerheten om restriktioner av dubbdäcksanvändning införs? VTI rapport 648.
- Vägverket (2004) Miljökvalitetsnormerna och Umeåprojektet 2 - Alternativa E4 och E12 förbindelser vid Umeå.
- Vägverket (2005) Dubbdäck – regler och erfarenheter från utlandet.
- Vägverket 2007 Redovisning av regeringsuppdrag N2006/4800/TP – uppdrag att utreda möjliga åtgärder för att minska partikelemissionerna från slitage och uppvirvling. Missiv 1(1).
- Vägverket (2007a) Åtgärder för att minska emissionerna av partiklar från slitage och uppvirvling från vägtrafiken, Dnr: SA80A 2006:15982.
- Vägverket (2007b) Frisk luft 2008-2017. Publikation 2007:46.
- Vägverket (2008) Effektsamband för vägtransportsystemet, en serie rapporter som utgivits under 2008 och 2009.
- Yngvesson A. och Pershagen G. (1999) Luftföroreningar i tätorter och hälsorisker hos barn. IMM rapport 1/99. Institutet för miljömedicin.
<http://ki.se/content/1/c4/91/50/Rapp1-99.pdf>.
- Wilson, J.Q. (1989) Bureaucracy: What Government Agencies Do and Why They Do It, New York, Basic Books.
- Zerbe, R. (2006) History of Benefit-Cost Analysis. Presentation made at Conference held by the The American Statistical Association Chicago Chapter on the 5th of May, 2006.

Insikter från samhällsekonomisk analys gällande styrmedelsutformning – exemplet partiklar

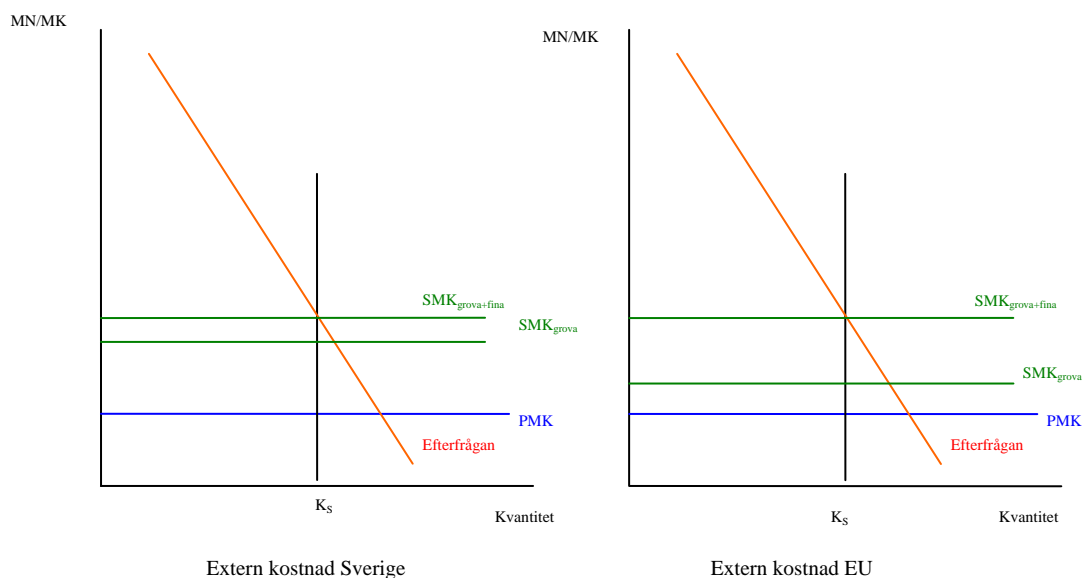
För miljö kvalitetsnormer för partiklar är PM_{10} en indikator. PM_{10} var det mått som gränsvärden först etablerades för. Detta är ett mått på mängden inandningsbara partiklar i luften i ett område. Sammansättningen av partiklar kan dock skilja sig åt mellan olika områden. En vanlig åtskillnad är mellan grova och fina partiklar där grova huvudsakligen genereras av vägslitage medan fina orsakas av förbränning. I detta fall är den totala externa kostnaden summan av två kostnadsfunktioner med följande utseende: $y_{grova}z_1e_1(q) + y_{fina}z_2e_2(q)$.

Om partiklar av olika ursprung har olika effekt på hälsan finns risken att ett mått som PM_{10} leder till val av ineffektiva åtgärder vilket följande exempel illustrerar.

Det underliggande antagande bakom användningen av PM_{10} är att varje haltförändring har samma hälsokostnad oavsett orsak, d.v.s. $y_{grova} = y_{fina}$. Inledningsvis antar vi därför att $y_{grova} = y_{fina} = 1$ och att $z_1 = z_2$, d.v.s. spridningsmönstret är detsamma. Detta innebär att storleken på den externa kostnaden bestäms av den mängd utsläpp som genereras av grova respektive fina partiklar.

I exemplet har vi hämtat inspiration från de relationer som anges i tabell 1 i denna rapport men vi bortser i analysen från sekundära partiklar. Vi antar två områden kallade Sverige och EU där de totala partikelemissionerna mätt som PM_{10} från en given aktivitet antas vara densamma men sammansättningen av grova och fina partiklar skiljer sig åt. Enligt tabell 3 finns en sådan skillnad mätt i taknivå mellan Sverige och Centrala EU. En viktig förklaring till detta är en större mängd emissionerna från slitagepartiklar i Sverige men en annan är att dieslbilar används i större omfattning i Centrala EU. Dessa släpper ut en större mängd partiklar än bensinfordon per körd kilometer⁴⁸. Kostnaden i bägge dessa områden hamnar med dessa antaganden i vårt exempel på ungefär samma nivå men fördelningen av kostnaderna skiljer sig åt. Denna situation illustreras i Figur 1. I Sverige är det enligt denna analys emissionerna av slitagepartiklar som ger upphov till den största kostnaden medan det omvända gäller i EU.

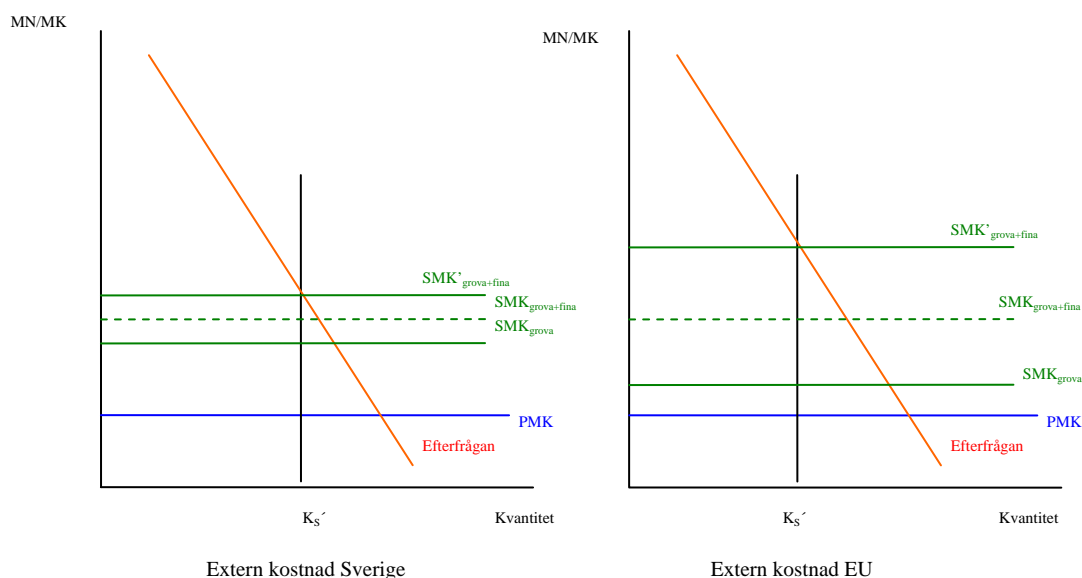
⁴⁸ Äldre dieselfordon släppte ut ungefär 0,054 g/km medan en bensinbil släppte ut 0,009 g/km (Johansson, 2001).



Figur 1 Extern kostnad och optimal nivå när partiklar har samma hälsopåverkan

Mer aktuell forskning pekar dock på att finare partiklarna ger upphov till högre hälsokostnader. I Figur 2 illustreras därför utfallet baserat på ett sådant antagande. För enkelhetens skull har vi antagit att hälsoeffekten av fina partiklar per emissionsenhet är dubbelt så hög som för grova, d.v.s. om $y_{grova}=1$ så är $y_{fina}=2$. Konsekvensen blir att kurvan $SMK_{grova+fina}$ skiftar uppåt till $SMK'_{grova+fina}$ i bägge figurerna eftersom den externa kostnaden för fina partiklar under detta antagande är högre.

Flera saker kan utläsas ur Figur 2. Om beslutsfattaren vid fastställandet av åtgärd utgår ifrån samma antagande som i Figur 1, kommer hälsokostnaden för aktiviteten att underskattas eftersom $SMK' > SMK$ i bägge områden. Detta innebär att de reduktionskrav som ställs på aktiviteten kommer att vara för låga eftersom $K'_s < K_s$ i bägge fallen: Vidare ser vi att den totala kostnaden per aktivitetsenhet i EU är högre än i Sverige eftersom utsläppen av fina partiklar per aktivitetsenhet är högre i EU. För att uppnå den nya optimala nivån K'_s i EU krävs därför, allt annat lika, större minskning av den aktivitet som ger upphov till utsläpp än vad som krävs i Sverige. Med åtgärder som är inriktade på att uppnå en viss mängd av totala partikelemissioner i de båda länderna, såsom illustreras i Figur 1, kommer detta inte ske. Däremot skulle en sådan anpassning ske om aktiviteten i sig belades med en kostnad som var relaterad till de enskilda emissionernas externa kostnader. Detta eftersom aktiviteten då skulle bli dyrare i EU än i Sverige.



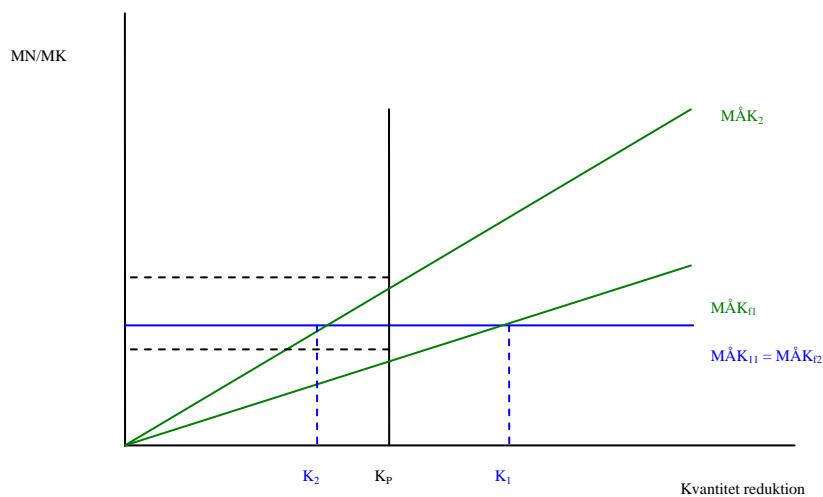
Figur 2 Extern kostnad och optimal nivå när partiklar har olika hälsopåverkan

I ovanstående analys har vi utgått ifrån att det endast är begränsningar i en viss aktivitet som kan minska utsläppen. För partiklar är det dock olika källor som bidrar till olika utsläpp och minskad aktivitet är en av flera tänkbara åtgärder för att åstadkomma lägre halter. En beslutsfattare kan därför överväga andra åtgärder såsom installation av reningsutrustning som alternativ till att minska en viss aktivitet. Även i detta fall är ett klargörande av möjligheterna av betydelse.

En jämförelse mellan Figur 1 och 2 visar att bidraget från fina och grova partiklar till den totala externa kostnaden $SMK_{grova+fina}$ beror på gjorda antaganden om respektive emissions hälsopåverkan. Om beslutsfattaren i analysen endast utgår ifrån mängden emissioner såsom i Figur 1 finns en risk för fokusering på den förorening som lämnar det största bidraget. I exemplet ovan skulle beslutsfattaren i Sverige fokusera på slitagepartiklar medan det omvända gäller för beslutsfattaren i EU. Enligt Figur 2 bör dock beslutsfattaren i Sverige lägga större vikt vid att reducera även fina partiklar medan beslutsfattaren i EU behöver göra större ansträngningar när det gäller fina partiklar än vad som framkommer av analysen i Figur 1.

Det finns dock ytterligare en aspekt som behöver vägas in i diskussionen kring val av åtgärder. En samhällsekonomiskt effektiv lösning innebär att även kostnaderna för att genomföra olika typer av åtgärder behöver vägas in. Den metod som kan användas för detta är ofta en s.k. kostnadseffektivitetsanalys. Vid denna analys studeras hur en viss reduktion kan åstadkommas till lägst kostnad. Ett vanligt sätt att illustrera detta är genom diagrammet i Figur 3. De gröna kurvorna i detta diagram visar kostnaden för att minska en enhet utsläpp från två olika källor. Kostnaden för två olika minskningsåtgärder antas båda vara stigande eftersom det krävs andra åtgärder eller mer ansträngning för att nå låga nivåer av föroreningshalter. Kostnaden skiljer sig också åt mellan de två källorna vilket kan bero på att det krävs olika tekniker för att reducera utsläppen.

När regleringar används som styrmedel är det vanligt att det ställs samma krav på reduktion från alla källor. Administrativt kan det vara enklare att kräva att båda källor minskar sina utsläpp med mängden K_n . Ur samhällsekonomisk synvinkel är det dock mindre kostsamt om samhället utformar en lösning där den källan med lägst åtgärdskostnad per enhet minskar något mer. Detta utfall är markerat med blåa linjer i figuren och inträffar när respektive källa utför rening tills deras marginella åtgärdskostnad (MÅK) är densamma. Källa 1 genomför rening till nivå K_1 och Källa 2 något mer till nivå K_2 .



Figur 3 Illustration av kostnadseffektivitetsanalys

När det handlar om vårt exempel med partiklar så är dock situationen mer komplex än vad våra illustrationer hittills visat. Eftersom beslutsfattaren här bör fokusera på två mål, både halterna av grova och fina partiklar kan behöva reduceras, krävs mer avancerade kostnadseffektivitetsanalyser där eventuella synergieffekter mellan olika åtgärder analyseras. Metoder för detta har tillämpats på miljöområdet, se exempelvis Li och Budh (2008). Ytterligare en aspekt som behöver beaktas är att spridningsförloppet kan skilja sig åt mellan olika föroreningar, en aspekt som vi bortsett ifrån i våra exempel. Detta får konsekvenser för befolkningens exponering för olika föroreningar. Det kan därför vara motiverat att i analysen använda ett mått för exponering snarare än mängd utsläpp (Smeets et al., 2007). Vidare varierar samhällets hälsokostnad med befolkningstäthet vilket också måste beaktas i denna typ av kvantifierade samhällsekonomiska analyser.

Kommunernas mätning och uppföljning

I Naturvårdsverket (2008a) presenteras en analys av mätbehovet i kommuner till följd av en förändring av förordningen av miljökvalitetsnormer i utomhusluft. Mätningarna behövs för att kontrollera eventuella överskridanden av miljökvalitetsnormerna. I undersökningen har 9 luftvårdsförbund, större städer eller län samt 32 kommuner rapporterat mätkostnader. Studien drar slutsatsen att kommunernas sammanlagda mätkostnader kan förväntas bli oförändrade eller minska till följd av den nya regleringen.

Rapporten uppskattar de totala kostnaderna för kommunerna till mellan 8,8 och 14,9 miljoner kronor. Till detta kommer kostnader för modellberäkningar för 5,9 miljoner kronor och kostnader för samordning och planering i kommunerna på 7,9 miljoner kronor. Länsstyrelsernas och luftvårdsförbundens kostnader uppskattas bli mellan 9,4 och 16,4 miljoner kronor. Sammanlagt blir detta mellan 35,1 och 51,9 miljoner kronor.

Mätningar på kommunnivå utgör underlag för kontroll av uppfyllande av normerna och för åtgärdsplanerna i kommuner och län. Under 2007 samlade IVL och Naturvårdsverket in uppgifter från kommuner som rapporterade om mätningar. Kvävedioxid mättes av 45 av dessa kommuner, PM₁₀ av 57, PM_{2,5} av 10 och sammanlagt 29 kommuner uppgav att de deltog i ett luftvårdsförbund eller liknande. När samma frågor ställdes 2008 blev resultatet av enkäten följande: Kvävedioxid mättes av 64 kommuner (detta är drygt 40 procent fler än 2007), PM₁₀ av 56 (vilket är närmast detsamma som 2007) och PM_{2,5} av 10 (vilket också är lika många som 2007). Sammanlagt 125 kommuner uppgav att de deltog i ett luftvårdsförbund eller liknande.

För 2008 listades 290 kommuner. Av dessa har 153 lämnat uppgifter till databasen. För 137 kommuner saknas således uppgifter. Av de 153 kommunerna som lämnat uppgifter, uppger 125 att de tillhör ett luftvårdsförbund och 81 att de mäter luftkvalitet. Av de 81 tillhör 53 även ett luftvårdsförbund. I en del av dessa kommuner organiseras mätningarna av luftvårdsförbundet. De 72 kommuner som lämnat uppgifter men inte själva mäter tillhör ett luftvårdsförbund.

Av de 125 som deltog i ett luftvårdsförbund uppgav 72 ingenting om huruvida de mätte själva. Genom intervjuer och en genomgång av kommunernas Internet-sidor har vi undersökt i vilken utsträckning 10 kommuner som inte uppger att de mäter själva dokumenterar att de vet något halterna av NO₂ och PM₁₀.

Vi finner då att av de 10 kommuner vi tittat närmare på så har 9 information om sin kvävedioxidhalt och 4 har information om sin partikelhalt. Vi tolkar det som att den ovanstående enkäten genom bortfallet underskattar kommunernas verkliga information och medvetenhet om föroreningshalter.

Gruppen som varken uppger att de tillhör luftvårdsförbund eller lämnar uppgifter om mätningar utgör 137 kommuner. Av dessa har vi undersökt 23 kommuner om de är medlemmar i ett luftvårdsförbund och eller om det finns mätningar i deras största tätorter. Vi finner då att även dessa kommuner i större utsträckning än enkäten indikerar mäter luftkvalitet och är medvetna om problemens omfattning Tabell 1.

Tabell 1 Utfall av intervjuer med kommuner som ej svarat på enkät

Intervjuade kommuner	Medlem i LF	Kunskap Kvävedioxid	Kunskap PM ₁₀
23	19	8	5

Svensk forskning om emissioner, luftkvalitet och hälsa

VINNOVA (bl.a. genom PFF, programmet för fordonsforskning):

- "Fordons-forskningsprogrammet" (FFP)
- "Samverkansprogram mellan staten och fordonstillverkarna kring utveckling av mer miljöanpassade fordon"
- IVSS-programmet. IVSS står för Intelligent Vehicle Safety Systems.
- Innovativa fordon, farkoster och system

Naturvårdsverket

- SNAP, "Swedish National Air Pollution and Health Effects Program"

Energimyndigheten:

- Alternativa drivmedel ("FALT")
- "Energisystem i vägfordon",
- "Utsläpp och luftkvalitet",
- Ramprojektet Biobränsle-Hälsa-Miljö BHM
- Kompetenscentra Katalys, Förbränningsmotorteknik och Förbränningsprocesser.

Vissa gemensamma initiativ har också genomförts. Energimyndigheten, Naturvårdsverket och Vägverket finansierade den s.k. Kartlägningsstudien som genomfördes av ITM och har därefter stöttat ett nätverk med forskare och branschföreträdare, det s.k. partikelnätverket, www.itm.su.se/natverket.

Källa: Dokumentet "Det branschgemensamma emissionsforskningsprogrammet EMFO". Dokument daterat 2003-11-28, se www.pff.nu

VTI är ett oberoende och internationellt framstående forskningsinstitut som arbetar med forskning och utveckling inom transportsektorn. Vi arbetar med samtliga trafikslag och kärnkompetensen finns inom områdena säkerhet, ekonomi, miljö, trafik- och transportanalys, beteende och samspel mellan människa-fordon-transportsystem samt inom vägkonstruktion, drift och underhåll. VTI är världsledande inom ett flertal områden, till exempel simulatorteknik. VTI har tjänster som sträcker sig från förstudier, oberoende kvalificerade utredningar och expertutlåtanden till projektledning samt forskning och utveckling. Vår tekniska utrustning består bland annat av körsimulatorer för väg- och järnvägstrafik, väglaboratorium, däckprovingsanläggning, krockbanor och mycket mer. Vi kan även erbjuda ett brett utbud av kurser och seminarier inom transportområdet.

VTI is an independent, internationally outstanding research institute which is engaged on research and development in the transport sector. Our work covers all modes, and our core competence is in the fields of safety, economy, environment, traffic and transport analysis, behaviour and the man-vehicle-transport system interaction, and in road design, operation and maintenance. VTI is a world leader in several areas, for instance in simulator technology. VTI provides services ranging from preliminary studies, highlevel independent investigations and expert statements to project management, research and development. Our technical equipment includes driving simulators for road and rail traffic, a road laboratory, a tyre testing facility, crash tracks and a lot more. We can also offer a broad selection of courses and seminars in the field of transport.

vti

HUVUDKONTOR/HEAD OFFICE

LINKÖPING

POST/MAIL SE-581 95 LINKÖPING

TEL +46 (0)13 20 40 00

www.vti.se

BORLÄNGE

POST/MAIL BOX 920

SE-781 29 BORLÄNGE

TEL +46 (0)243 446 860

STOCKHOLM

POST/MAIL BOX 55685

SE-102 15 STOCKHOLM

TEL +46 (0)8 555 770 20

GÖTEBORG

POST/MAIL BOX 8072

SE-402 78 GÖTEBORG

TEL +46 (0)31 750 26 00