

Miljö och ekonomi

För cirka tio år sedan började ekonomerna i Sverige på allvar intressera sig för miljöproblemen. Sjuttitalet har sedan präglats av en intensiv debatt mellan ekonomer och naturvårdare och en aktiv miljöekonomisk forskning. Karl-Göran Mäler redogör för denna utveckling med speciell tonvikt på den statliga Miljökostnadsutredningen och skisserar områden, där ekonomerna kan tänkas göra viktiga insatser i framtiden.

Det har nu forflutit mer än tio år sedan Erik Dahmén publicerade boken *Sätt pris på miljön* [Dahmén 1968] och det är ingen överdrift att hävda att han därmed initierade den miljöekonomiska debatten och forskningen i Sverige. Denna debatt och denna forskning har främst förekommit i universitetsmiljö och inom de nationalekonomiska institutionerna, men i betydande grad har den även kommit att prägla den offentliga diskussionen. Det framsta exemplet härpå utgör Miljökostnadsutredningen (MIKO). Denna tillsattes av Kungl Maj:t 1971 och fick i uppdrag bla att kartlägga vilka kostnader som är förenade med olika åtgärder inom miljövårdens område. De sakkunniga skulle vidare belysa hur de totala miljökostnaderna lämpligen bör fördelas mellan stat, kommuner, föreningar och andra samt diskutera vilka metoder som bör användas för att se till att de totala kostnaderna för att uppnå givna mål blir

så små som möjligt. Direktiven innehåller även en direkt hänvisning till miljöavgifter och en begäran om analys av effekterna av olika avgiftssystem och de problem som är förknippade med sådana system.

Det är alltså uppenbart att direktiven är skrivna med direkt hansyn till de argument om kostnadsansvar och avgiftsmetoder som framförts av Dahmén och andra ekonomer. Utredningen har avlamnat sex delbetänkanden och promemorior innan den avlammade slutbetänkandet *MILJÖKOSTNADER Miljön i samhällsökonomi – kostnadsslag, kostnadsfördelning, styrmedel* [SOU 1978: 43]. Med anledning härav kan det vara av intresse att se något på utvecklingen av miljöökonomi under 70-talet och på samspelet mellan ekonomisk analys och naturvård. Hur mycket av de argument och förslag som den ekonomiska professionen framställt återfinns i utredningen och vilka är de kvarvarande konflikterna mellan ekonomer och "naturvårdare"?

För att diskutera dessa frågor samt för att ge en bredare framställning av miljöökonomins utveckling under 70-talet har jag valt att dela in ämnet i tre områden som jag systematiskt skall försöka behandla. De tre områdena är a) beräkning av miljövårdens kostnader och intäkter, b) system för hushållning med miljö,

KARL-GÖRAN MÄLER är professor vid Handelshögskolan i Stockholm. Han har i sin forskning bla sysslat med miljö- och naturresursekonomi och deltog som expert i den statliga Miljökostnadsutredningen.

samt slutligen c) styrmedel inom miljöpolitiken. Det är naturligt att jag härvid huvudsakligen men inte helt uppehåller mig vid den svenska utvecklingen.

Låt mig emellertid först något kommentera utvecklingen på grundforskningsområdet. Miljöekonomi som begrepp är inte gammalt, det uppstod först i slutet av sextiotalet. Men analysapparaten som utnyttjas i miljöekonomi är betydligt äldre. Teorin för externa effekter (dvs effekter som smiter utanför prismekanismen) och kollektiva nyttigheter jämte den vanliga välfärdsteorin är de väsentligaste byggstenarna i den miljöekonomiska teoriutvecklingen. Den stora skiljelinjen kan kanske sägas ligga i att miljöekonomerna visade att externa effekter, som tidigare läroboksforfattare hänvisat till fotnoter, nödvändigtvis är genomgripande företeelser i en modern ekonomi.

Miljövårdskostnader

Det är självklart av betydelse för miljövärdens praktiska utformning att känna till kostnaderna för kontroll av utsläpp och förbättring av miljön. Det första svenska arbetet inom detta fält är Johan Fachts avhandling *Emission Control Costs* [Facht 1976].

Fachts arbete kom att få stor betydelse för de kostnadsstudier som sedermera utfördes av MIKO och kom även att präglade OECD:s mycket omfattande arbete inom detta fält. Dessa kostnadsstudier gav en inblick i de totala kostnader som var förknippade med den förda miljöpolitiken och kunde därigenom utnyttjas exempelvis för att belysa eventuella konflikter mellan miljöpolitik och internationell konkurrensförmåga i olika branscher. Genom att de flesta studierna inom detta område har varit av historisk natur, dvs har studerat kostnader som uppstått på grund av redan uppställda miljökrav, är de emellertid mindre användbara för utformningen av ny miljö-

politik. Vidare har i allmänhet kopplingen mellan å ena sidan kostnaderna och å andra sidan effekterna i den fysiska miljön varit mycket lös, varför kostnadsberäkningarna knappast kunnat användas i en nyttokostnadskalkyl.

Värdering av miljöförbättringar

I motsats till problemet att uppskatta kostnaderna för att reducera förorenande utsläpp är problemet att beräkna intäkterna från sådan reduktion betydligt mer komplicerat både från teoretisk och empirisk utgångspunkt. Dessutom är alla försök att värdera miljö kvaliteten i kronor och ören omgivna av allehanda fördomar och skrock, sannolikt beroende på att de tveksamma ej satt sig in i innebörden av och meningen med en sådan värdering. Detta är också det område på vilket ekonomerna mött det starkaste motståndet i diskussioner med miljö- och naturvårdare. Det finns emellertid vissa tecken som tyder på att detta motstånd håller på att ge vika. Ett sådant tecken är att MIKO agnat ett betydande avsnitt i sin slutrapport åt en diskussion av miljöförstoringens kostnader.

Anledningen till att värdering av miljöförändringar i kronor och ören gett upphov till en sådan diskussion hänger samman med att miljö och miljö kvalitet inte prissätts på marknader. Men detta faktum innebär inte att man inte kan tillämpa samma typ av resonemang för miljö som man tillämpar för vanliga varor som kops och säljs på marknader. Priset på en vara som säljs på en marknad kan tolkas som den summa som köparen är villig att betala för att erhålla ytterligare en enhet av varan. På motsvarande sätt kan vi definiera värdet av förbättringar av miljön som den summa människorna är villiga att betala för att erhålla denna förbättring.¹ Om vi tar en konkret be-

¹ För en fullständig diskussion se tex Maler-Wyzga [1976] som bildar bakgrund till den följande översikten

slutssituation som utgångspunkt framgår poängen med denna definition helt klart. Antag att vi planerar att restaurera en sjö, vilket skulle kosta en viss summa. Är resultatet vårt kostnaderna? Svaret på den frågan ges av hur mycket medborgarna är villiga att avstå från för att erhålla förbättringen. Om den summa människorna är villiga att betala för förbättringen är större än kostnaden, är det uppenbarligen lönsamt för samhället att satsa på restaurering av sjön. I motsatt fall är medborgarna uppenbarligen inte villiga att avstå från de resurser det skulle kosta att restaurera sjön och detta är därför inte samhällsekonomiskt lönsamt. Definitionen av värdering av miljö i kronor och ören är således direkt knuten till en beslutssituation och ger svar på frågan huruvida medborgarna anser en förbättring i miljön värd de uppoffringar som är forknippade därmed.

Ansatsen fungerar även på sådana känsliga områden som hälsa, sjukdom och risken för för tidig död. Vi vet att utsläpp från många ekonomiska aktiviteter påverkar hälsan och kan leda till för tidig död. Är det möjligt att värdera dessa hälsoeffekter i kronor och ören? Uppenbarligen är det en meningslös uppgift att försöka vardera en viss persons liv i monetära enheter men detta är *inte* den relevanta problemställningen. Vad det är fråga om är en värdering av en ökad eller minskad risk för medborgarna att ådra sig en sjukdom som kan leda till för tidig död. Med andra ord, hur mycket är medborgarna villiga att betala för att denna risk skall minska? Ofta har man sökt uppskatta hälsoeffekter genom att se på sjukvårdskostnader, förlorad arbetsinkomst på grund av sjukfrånvaro osv. Denna direkta kostnadsansats har uppenbarligen rätt liten knytning till den värdering av risk som jag ovan berört. Man kan emellertid visa att de direkta kostnaderna alltid är mindre än värderingen av motsvarande ökning i risk. Vid

vissa tillfällen kan detta vara tillräcklig information för att en nyttokostnadskalkyl skall kunna ge entydigt besked huruvida en åtgärd är samhällsekonomiskt lönsam eller inte.

Beräkning av betalningsviljan

Det kan inte råda något tvivel om att det går att bygga upp en logiskt konsistent och praktiskt användbar ram för värdering av miljöförändringar i kronor och ören. De stora problemen ligger på mät-sidan. Hur skall man kunna uppskatta vad folk är villiga att betala för en förbättrad miljö?

De metoder som utvecklats kan grovt indelas i följande typer.

- Direkta metoder vilka innebär att man frågar de berörda människorna om deras betalningsvilja. Redan Wicksell påpekade dock att de svarande kan ha strategiska motiv att ge felaktig information om sin betalningsvilja. Om exempelvis en individ måste betala den summa han uppger som sin betalningsvilja kan han finna det lönsamt att uppge en låg summa i förhoppningen att andra människor kommer att bjuda tillräckligt för att den aktuella miljöförbättringen skall komma till stånd. Detta är det sk "free rider" problemet. Dess motsats kan också mycket väl uppkomma. Om den tillfrågade inte behöver betala den summa han uppger kan han finna det lönsamt att ge ett för högt bud för att garantera miljöförbättringen.

I ett utomordentligt intressant experiment (som inte hade direkt med miljö att göra men som ändå är av intresse i detta sammanhang) lät Peter Bohm [Bohm 1972] olika grupper ange vad de var villiga att betala för en annan kollektiv vara (nämligen en TV-show med Hasse och Tage). De olika grupperna fick dels olika information, dels olika betalningsansvar,

vilket borde leda till skilda beteenden. Detta till trots fann Bohm ingen signifikant skillnad mellan de olika gruppernas betalningsvilja. Det skulle alltså inte finnas anledning till allvarliga farhågor beträffande snedvridande effekter av strategiskt beteende.

Tekniken att fråga medborgarna om deras betalningsvilja har utvecklats snabbt under senare år genom de sk "bidding games" som använts i USA. Till skillnad från Bohms experiment har dessa enbart berört hypotetiska beslutssituationer vilket skapar speciella problem. De stora framstegen har emellertid berört två frågor. Den ena har att göra med svårigheterna att överföra en så korrekt bild som möjligt av den aktuella miljöförändringen till de berörda individerna. Här har man utvecklat tekniker att exempelvis specificera reducerad sikt eller landskapsförändringar till följd av kraftverksbygge på ett för de berörda människorna begripligt sätt. Den andra frågan har att göra med graden av konkretion vad gäller betalningsvilja. För de flesta människor är det relativt svårt att direkt uppge betalningsvilja. I de nämnda bidding games har man för att lösa detta försökt finna en lämplig anknytningspunkt vad gäller betalningsvilja, tex inträdesavgift till ett visst naturområde eller ökat energipris.

- Studier av individuellt beteende vid miljöförändringar kan många gånger ge information om värderingen av denna. Om tex ökad svavelhalt i luften medför ökade kostnader i form av snabbare avskrivningstakt, ökad målningfrekvens etc för att eliminera ökade korrosionsskador, kan dessa kostnader ge en uppskattning av värdet av att slippa denna ökade svavelhalt. I samband med FN's stora konferens om den mänskliga miljön i

Stockholm 1971 publicerades i den svenska nationalrapporten *Air Pollution Across National Boundaries* [UD 1972] en av de första beräkningarna av hur skador från ökade utsläpp av svaveldioxid kan tänkas värderas.

- Om en miljöförändring ger upphov till förändringar i beteende, dvs till förändringar i efterfråge- och utbudskurvor, är det naturligt att förvanta sig att priser också kommer att förändras. Speciellt skulle man kunna vanta sig att fastighetspriser reagerar vid förväntade miljöförändringar. Förändringar i luftkvaliteten kan exempelvis kapitaliseras helt i de marknadsbestämda fastighetspriserna. Om man därför kan fastställa hur fastighetspriserna förändras till följd av miljöförändringar erbjuds en metod att beräkna hur dessa förändringar värderas. Ansatsen är en av de mer populära bland ekonomer och har utnyttjats praktiskt i många sammanhang och i många länder, dock ej i Sverige. Den har också kritiserats mycket starkt, speciellt med avseende på de förutsättningar som måste vara uppfyllda för att de nödvändiga tolkningarna skall kunna göras.

Tyvärr har mig veterligt endast ytterst få konkreta empiriska studier av värdering av miljöförändringar företagits i Sverige. På energikommissionens uppdrag genomförde Stefan Lundgren och Per Hiller [DS 1 1978: 8] en undersökning av det ekonomiska värdet av de skador som uppkommer från luftburna utsläpp från fossileldade kraftstationer. Dessa kostnader bestod till större delen av hälso- och sjukvårdskostnader och kostnader på grund av forsrning av mark och vatten. Det finns starka skäl att tro att deras resultat kan ses som minimivärden varför undersökningen trots många osäkerhetsfaktorer kan vara vägledande. Deras slutsats är att

miljökostnaderna per kWh producerad el uppgår till minst 0,5 öre/kWh.

Dessa direkta kostnadsberäkningar fångar dock enbart delar av den totala effekten. För att även kunna fånga in effekter som t ex förändrade rekreationsvården har särskilda metoder utarbetats. Genom att uppskatta efterfrågefunktioner för t ex transporttjänster eller fiskeskort eller liknande privata varor kan man i många fall beräkna den monetära värderingen av förändrade rekreationsmöjligheter. Dessa metoder är tekniskt rätt komplicerade och i hög grad oprövade i praktiken, varför det är för tidigt att nu ge någon definitiv värdering av deras praktiska användbarhet.

System för miljöhushållning

Jag har hittills diskuterat miljöproblem och miljövardande åtgärder utan att närmare studera effekterna på andra miljöområden eller på andra delar av ekonomin. I allmänhet är det emellertid omöjligt att isolera ett miljöproblem från ett annat. Renar vi ett utsläpp så innebär det att vi transformerar om en typ av avfall till en annan. Renar vi vattenutsläpp kan detta således mycket lätt leda till ökade utsläpp till atmosfären. Vi borde alltså samtidigt analysera olika typer av avfall och utsläpp. Men dessutom är det i allmänhet så att det inte är *en* utsläppskälla som skapar ett miljöproblem utan det är samverkan mellan *ett antal* olika källor (t ex fabrikkorstenar) som skapar ett miljöproblem. Vi borde alltså även inkludera samtliga utsläppskällor i analysen. Detta kompliceras emellertid av att källornas rumsliga fördelning ofta är av avgörande betydelse för miljöeffekterna.

Slutsatsen av detta är att det i princip vore önskvärt att ha ett system i vilket man samtidigt tar hänsyn till miljövardningskostnader i olika anläggningar och för olika former av avfall, utsläppens effek-

ter på miljön i olika avseenden samt en samhällsekonomisk värdering av miljöeffekter. Detta inte enbart låter komplicerat; för den som försökt arbeta med sådana system står det helt klart att det krävs gigantiska insatser för att kunna genomföra ett sådant program i praktiken. Detta till trots har många försök gjorts världen över för att utveckla modellsystem kapabla att klara av ovanstående önskelista. Det mest ambitiösa och avancerade försöket gjordes i början av 70-talet vid Resources for the Future (RFF), USA, där en stor linjär programmeringsmodell för de viktigaste miljöpåverkande aktiviteterna inom den nedre Delawareflodens området utvecklades.² Denna modell bestämde utsläppen av olika typer av avfall (BS, SO₂, stoff, fosfor etc) både till Delawarefloden och till atmosfären och den rumsliga fördelningen av dessa utsläpp. Genom att modellen innehöll priser på de varor och tjänster som tillverkades resp förbrukades inom området kunde den användas för att bestämma kostnaderna för att reducera en viss avfallsström vid ett visst läge. Modellen gav även svar på frågan hur kostnaderna för att reducera en typ av avfall påverkades av att utsläpp av andra avfall reducerades. Till denna modell kopplades dels en atmosfärisk spridningsmodell som beskrev de resulterande halterna av olika föroreningar i olika mätpunkter i området, dels en ekologisk modell för Delawarefloden, som angav effekter på fiskpopulation, siktdjup etc från olika utsläppsmönster.

Det här modellsystemet kunde utnyttjas på flera olika sätt. Det kanske mest naturliga problemet som modellen skulle kunna lösa är följande. Antag att vi på politisk eller administrativ väg bestämmer ett antal mål för miljöpolitiken, t ex att halterna av svaveldioxid icke får överstiga vissa gränsvärden och att syrehal-

² Se Spofford, Russel, Kelley [1976].

ten i Delawarefloden minst måste vara så eller så stor. Dessa mål kan i allmänhet uppnås på många olika sätt. Modellen kan nu användas för att räkna ut de åtgärder som leder till att de uppställda målen uppnås till lägsta kostnad. Genom att statsvetare utvecklade särskilda modeller för det politiska beteendet i de grevskap som ingår i det studerade området, kunde modellens användningsområde utsträckas ytterligare. Man utnyttjade den för att simulera politiska beslut och dessas konsekvenser för miljön. Dessutom kunde enskilda komponenter av modellen utnyttjas för att ge detaljerad information om gränskostnader för att förändra miljövariabler, som tex utsläpp av biokemisk syreforbrukande substans. Jag kommer i ett senare avsnitt att visa att just den typen av information är av utomordentligt värde i samband med diskussion av miljöpolitiska styrmedel.

Jag tror inte det kan råda någon tvekan om att nyttan av en systemansats liknade denna är mycket stor. Men nyttan måste självfallet jämföras med kostnaderna. Det stora och allvarliga problemet har varit storleken av modellsystemet. Kostnaderna enbart för att köra den fullständiga modellen i en dator visade sig vara mycket stora, huvudsakligen beroende på att den ekologiska modellen ej var linjar. Det visade sig i efterhand att en ekologisk modell av enklare slag hade givit lika bra resultat och den allmänna slutsatsen var att man i framtiden borde undvika överdriven detaljrikedom. Men i själva verket är detta inget annat än vad klassisk ekonomisk teori borde ha lärt oss. Det är inte meningsfullt att försöka efterapa verkligheten i alltför många detaljer. Det viktiga är att vi lyckas välja ut de faktorer som är de väsentliga för vårt problem. Jag skulle tro att det är här RfF-studien ger oss ledning. Den har visat vilka faktorer som är väsentliga och den har visat att en alltför detaljrik ana-

lys mycket väl kan försämra det slutliga resultatet.

I Sverige har den här ansatsen prövats en gång med mycket begränsad framgång. Det finns flera skäl till detta, men det främsta låg i svårigheten att finna teknisk information om företags specifika produktionsteknik. I många andra länder utvecklas och utnyttjas sådana här hushållningsmodeller, exempelvis Östtyskland, England, Holland m fl. Tyvärr har vare sig jordbruksdepartementet, bostadsdepartementet (ansvarigt för fysisk riksplanering) eller naturvårdsverket visat något större intresse för att vidmakthålla eller skapa en svensk kompetens på detta område.

Miljöpolitiska styrmedel

Debatten i slutet av sextiotalet mellan ekonomer och naturvårdare handlade i stort sett enbart om en enda fråga, nämligen om man skulle utnyttja avgifter som ett medel i miljöpolitiken. Frontlinjen var mycket klar, ekonomerna var helt säkra på att avgifter var överlägsna andra styrmedel, medan de traditionella miljövårdarna (och även politikerna och den stora allmänheten) såg avgiften som en möjlighet att köpa sig en rätt att förorena. Idag, tio år senare, har debatten blivit åtskilligt mer nyanserad. Ekonomerna har upptäckt att avgiftsbeläggning inte alltid och för alla problem är den bästa lösningen och många miljövårdare har insett att för många problem har avgiftsmetoden många mycket attraktiva drag. En väsentlig förklaring till denna omsvängning är MIKO's delbetänkande Begränsning av svavelutsläpp – en studie av styrmedel [SOU 1979: 10].

MIKO's svavelbetänkande var unikt utifrån många synpunkter, men kanske främst genom att man utgick från klart angivna mål vad gäller svavelpolitiken och att man i stor utsträckning utnyttjade ekonomisk teori för att diskutera valet av styrmedel.

MIKO började med att precisera de miljöproblem som svavelutsläpp medför. Grovt sett fann man två helt olika typer av problem, det regionala och det lokala problemet. Det regionala problemet hade att göra med att svavel kan förbli i luften under avsevärd tid och transporteras långa sträckor innan det genom regn eller på annat sätt avlägsnas från atmosfären och deponeras på marken, på växter eller i vatten. Denna deposition leder till den nu så omskrivna försurningen av mark och vatten. En för ekonomer intressant aspekt på detta problem är att svavelkällornas rumsliga fördelning är av mindre betydelse för den totala försurningen, det som betyder något är det totala utsläppet av svavel. Däremot är den rumsliga fördelningen av avgörande betydelse i det lokala problemet som uppstår till följd av förhöjda halter av svaveldioxid i atmosfären. Dessa förhöjda halter leder till ökad korrosion och skador på växtlighet och mänsklig hälsa. Halterna beror självfallet på den mängd svaveldioxid som släpps ut men även var och på vilket sätt svaveldioxiden släpps ut. Om utsläppen sker i mycket hög skorsten kan halterna bli mycket små genom den ökade utblandning som därigenom kommer till stånd. Effekterna av ett utsläpp på miljön blir därför till skillnad från vad fallet var i det regionala problemet helt beroende på var och hur utsläppet sker. Denna skillnad mellan de två problemen visar sig vara väsentlig för en ekonomisk analys av svavelproblemen.

Det regionala problemet

Vad gäller det regionala problemet kom snart MIKO fram till att en likformig avgift på svavelutsläpp över hela Sverige hade många attraktiva drag. Först och främst skulle en sådan avgift leda till att kostnaderna för att uppnå en önskad nedskärning av de totala svavelutsläppen fördelas mellan olika källor på ett kostnadseffektivt sätt, dvs vid de källor

där kontrollkostnaderna är låga kommer en större reduktion av utsläppen bli lönsam medan vid källor där motsvarande kostnader är höga kommer en mindre reduktion att vidtas. Den önskade reduktionen av svavelutsläppen åstadkommes sålunda till lägre totalekonomisk kostnad än vad som skulle bli fallet med andra styrmedel. Speciellt konstaterade MIKO att motsvarande kostnadseffektivitet endast kunde åstadkommas med hjälp av nuvarande svavelpolitik (dvs i huvudsak förordning om högsta svavelhalt i bränslen och miljoskyddslagen) om de centrala myndigheterna innehade perfekt kunskap om samtliga svavelkällors gränskostnader för utsläppsreduktion, ett informationskrav som förefaller helt orealistiskt.

Vid sidan av detta framhöll även MIKO att en likformig avgift på svavelutsläpp även har fördelar vad gäller incitament till teknisk förnyelse (vilket varit Dahmén's starkaste argument för avgiftsmetoden). Vidare påpekade man att om kostnaderna att rena utsläppen varierar slumpmässigt har avgifter klart överlägsna egenskaper i jämförelse med administrativa styrmedel.

Utredningen utarbetade även ett konkret förslag på hur avgiften skulle uttas. Genom grova överslagskalkyler skattades en gränskostnadskurva för de totala utsläppen i landet och med hjälp av denna var det möjligt att fastställa avgiftens storlek för olika mål vad gäller utsläppens storlek. Denna avgift skulle sedan tas ut i form av en skatt på svavelhalten i bränslen som importeras till eller utvinnes inom landet. Om någon användare tex raffinaderi eller kraftforetag kan visa att man genom avsvavling, rökgasrening eller dylikt kunnat reducera svavelinnehållet skulle man vara berättigad till återbetalning av motsvarande skattebelopp. För processindustrier från vilka svavelutsläppen inte nödvändigtvis sammanhänger med förbränning av sva-

velhaltigt bränsle, skulle utdebitering av avgiften ske genom särskilt självdeklarationsförfarande. MIKO lyckades således visa att en likformig svavelavgift inte endast hade stora teoretiska fördelar utan även var praktiskt användbar. Administrationskostnaderna skulle inte överstiga kostnaderna med nuvarande system.

Vad gäller det lokala problemet är situationen en annan. Om ett avgiftssystem skulle utnyttjas för att kontrollera halterna av svaveldioxid i luften skulle detta system bli rätt otympligt. För det första skulle avgiften ej längre vara likformig över samtliga kallor, utan variera med lokalisering av källan, skorstenens höjd över marken, närheten till befolkningscentra etc. För det lokala problemet rekommenderades i stället någon form av lokal varme- och energiplanering.

Jag har här redogjort för innehållet i de 10 första kapitlen av MIKO's svavelbetänkande. Dessa kapitlen pekar entydigt på angelagenheten av att införa en likformig svavelavgift. I det 11:e och sista kapitlet gör emellertid utredningsmajoriteten helt om och förklarar att det inte finns någon anledning införa ett avgiftssystem i den svenska svavelpolitiken. Någon motivering ges ej utom det att man ej bör ändra nuvarande system, dvs ren konservatism. Man kan undra huruvida de ansvariga för det sista kapitlet överhuvudtaget läst de första tio och satt sig in i problematiken.

Ekonomer och miljövården

Det är möjligt att den svenska miljöpolitiken nu står inför en fornyelse i början av 80-talet. Dels har MIKO's slutbetänkande kommit, dels har andra miljöutredningar slutförts och remissbehandlats och dels har attityden till ekonomiska incitament och ekonomiska resonerang förändrats jämfört med läget i slutet av 60-talet. Detta kan leda till att eko-

nomer i ökad utsträckning kommer att sysselsättas inom miljövården (först under det senaste året har en ekonom anställts vid Naturvårdsverket). Jag tror att det finns många områden där ekonomer kan göra väsentliga insatser men framför allt tror jag det är inom följande fält nytänkande behövs:

- Miljöpolitiska styrmedel. Tiden är förbi när vi kan noja oss med generella utsagor om att den ena eller den andra typen av styrmedel är överlägsen andra typer. Vi behöver fler konkreta studier av den form MIKO's svavelutredning utgör. Exempelvis är jag säker på att en ordentlig analys i ekonomiska termer av nedskrapningsproblem skulle vara mycket givande. Detsamma gäller problem med fast avfall, blyet i bensin, osv. Tidigare utredningar inom dessa områden har genomgående haft en teknisk och naturvetenskaplig expertis men konsekvent negligerat den kanske mest väsentliga faktorn, incitamentsproblemet. Först med ekonomisk analys kan miljöpolitiska styrmedel utformas med tanke på hur individer och organisationer reagerar för styrmedlen.
- Nyttokostnadsanalys. Det har ovan framgått att vi i Sverige inte har någon tradition vad gäller nyttokostnadskalkyler beträffande förändringar i miljon. I själva verket har ansvariga myndigheter helt saknat intresse för denna typ av analys. I andra länder däremot har miljövärdande myndigheter satsat rätt kraftigt på att utveckla metoder för utvärdering av miljöförändringar och dessa metoder har även utnyttjats för framtagning av beslutsunderlag. Här borde vi i Sverige kunna göra betydligt mer. Exempelvis borde vi ha satsat på studier i rekreationsefterfrågan och rekreativvärdering med tanke på vattenkraftsutbyggnad, forsrurning av sjöar etc.
- Hushållningsprinciper och fysisk riks-

planering. Det är symtomatiskt att den fysiska riksplaneringen inte är baserad på ekonomisk analys utan på rätt godtyckligt tyckande av inblandade experter. Det finns ingen anledning att här diskutera behovet av fysisk riksplanering, men om planeringen skall uppfylla rimliga kvalitetsmått krävs att den baseras mer på analys än på tyckande.

Referenser

- "Air Pollution Across National Boundaries", [1972], *Sweden's case study for the United Nations Conference on the Human Environment*, Stockholm
- Bohm, P., [1974], "Estimating Demand for Public Goods, An Experiment", *European Economic Review*, Vol. 3, pp. 111-130
- Dahmén, E., [1968], *Sätt pris på miljön*, Stockholm
- Facht, J., [1976], *Emission Control Costs in Swedish Industry*, IUI, Stockholm
- Hiller, P., Lundgren, S., [1978], "Miljökostnader vid fossilbaserad energiproduktion. Styrmedel och energikommissionens energibalanser", *Bilagedel till slutrapport från Expertgruppen för styrmedel*, Ds I 1978:8
- Måler, K.-G., Wyzga, R., [1976], "Economic Measurement of Environmental Damage", *A Technical Handbook*, OECD, Paris
- Spofford, Russel, Kelley, [1975], *Environmental Quality Management*, RFF Washington D. C.