



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



FINN LÖFQUIST

Policy för luftvård

R26: 1994

Genomförande av miljö-
mål i kommuner och
regioner

R26:1994

POLICY FÖR LUFTVÅRD

**Genomförande av miljömål
i kommuner och regioner**

Finn Löfquist

**Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 910529-6
från Bygghälsorådet till institutionen för mark- och
vattenresurser, Tekniska högskolan i Stockholm.**

REFERAT

Rapporten redovisar en modell för hur en effektivare policy för kommunal och regional luftvård kan byggas upp. Policymodellen avgränsas till problemet med att klara den kritiska belastningsgränsen för svavel och kväve. Modellen riktar sig till kommunala och regionala aktörer inom olika sektorer: både till dem som ska ta ansvar för sina utsläpp och till dem som planerar den byggda miljön respektive kontrollerar miljöutvecklingen. Genom generaliseringar omvandlas kravet på begränsning av belastningen till en regional minskningsfaktor som gäller alla utsläpp i regionen. Sektorerna tilldelas därefter ett ökat eller minskat ansvar i förhållande till den regionala minskningsfaktorn. Detta uttrycks som viktningsfaktorer. Viktningsfaktorn är ett mått på en önskvärd samhällsutveckling i regionen samt på sektorernas tekniska och ekonomiska potential. Operativa mål ställs upp för ett konkret och målinriktat åtgärdsprogram. Åtgärdsprogrammet kan justeras genom att aktörerna inom respektive sektor köper och säljer sitt miljöåtagande på samma sätt som i modellen med "bubblor". Förutsättningen är dock att åtgärdsprogrammet sammantaget uppfyller sektorns åtagande. Policymodellen stimulerar till nya samarbetsstrukturer. Miljöarbetet blir inte lika objektsinriktat som tidigare utan mer miljöstrategiskt, dels genom att planering och beslut kommer att stå i en bättre relation till önskvärd samhällsutveckling, dels därför att miljöåtgärderna kan genomföras mer kostnadseffektivt.

Nyckelord: implementering, luftvård, kritisk belastning, regional planering, miljöstrategi

I Bygghälsningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

Denna skrift är tryckt på miljövänligt, oblekt papper.

R26:1994

ISBN 91-540-5660-8
Bygghälsningsrådet, Stockholm

gotab 11437, Stockholm 1994

Innehållsförteckning

FÖRORD.....	i
INLEDNING.....	1
Utvecklingen av miljöstrategi.....	1
Historik.....	2
POLICYMODELL MED MILJÖSTAKET.....	5
SYFTE.....	5
HYPOTESER OCH UTGÅNGSPUNKTER.....	6
Operativa mål.....	6
Kritisk belastningsgräns.....	7
Miljökonsekvensbeskrivningar - MKB.....	7
Intresset för miljöstrategiska sammanhang ökar.....	8
Försöksområde.....	9
POLICYMODELL.....	9
Transporter och nedfall.....	10
Utsläpp som grund för ansvarstagande.....	11
Mål och principer.....	11
Policyproblem.....	13
Miljöstaketet.....	13
Ansvarsfördelning.....	14
Vilka orkar bära ansvaret och ta initiativ.....	15
Den miljöstrategiska omfördelningen av ansvar.....	15
Exempel på avgränsade sektorer och verksamheter.....	16
Användning av schabloner.....	16
Övergripande sektorer.....	17
BERÄKNING.....	17
Minskningfaktorn.....	17
Minskningfaktor för svavel.....	18
Minskningfaktor för kväve.....	21
Viktad minskningfaktor.....	22
Hypotetiska exempel.....	23
AKTÖRERNA OCH DERAS UPPGIFTER.....	24
Regionnivå.....	24
Kommunnivå.....	25
Sektors- och verksamhetsnivå.....	26
ÅTGÄRDSPROGRAM.....	27
POLICYMALL.....	28
Referenser.....	29

FÖRORD

Denna rapport utgör en uppföljning av ett tidigare arbete inom projektet "Luftkvalitetsfrågor i den kommunala planerings- och beslutsprocessen". Resultaten från det arbetet presenterades i rapporten "Att tillgodose god luftkvalitet i kommuner och regioner"¹. Resultaten grundades på ett 80-tal djupintervjuer vilka strukturerades och analyserades med en statsvetenskaplig metod som kallas implementationsanalys². Resultaten var alarmerande. Aktörerna sade sig ha mål som överensstämde mycket lite med de mål som man i verkligheten arbetade efter. Det gällde framförallt de övergripande frågorna: att begränsa belastningen så att den blir mindre än *den kritiska belastningsgränsen* och att uppnå *ett uthålligt samhälle*. I verkligheten blev miljöarbetet kortsiktigt och detaljinriktat utan den nödvändiga helhetssynen. En viktig slutsats i rapporten var att aktörerna saknade tillräckligt auktoritativa mål som gick att omsätta i praktisk handling.

Det projektarbete som redovisas här har tagit upp problemet med bristen på auktoritativa mål. Utgångspunkten har varit begreppet *kritisk belastningsgräns*. Detta begrepp har hög auktoritet i samhället men det har ännu inte gått att visa hur man ska omsätta det i praktisk handling på kommunal och regional nivå. Syftet med arbetet har därför varit att konkretisera tankemodellen för praktiskt bruk och att bygga upp en grund för en allmänt accepterad beräkningsmodell som ska visa hur ansvaret kan fördelas.

Forskningsprojektet har finansierats av Byggforskningsrådet. Projektledare har varit Finn Löfquist. Dessutom har professor Benny Hjern på statsvetenskapliga institutionen vid Umeå universitet samt högskolelektor Staffan Löfquist vid Mitthögskolan i Härnösand medverkat som rådgivare i de statsvetenskapliga frågorna. Erik Lidbaum har lämnat värdefulla synpunkter på språkbehandlingen. Jag vill rikta ett varmt tack till alla de personer, som gjort detta arbete möjligt att genomföra och som bidragit med synpunkter under arbetets gång.

Juni 1994

Finn Löfquist
Avd för Mark- och Vattenresurser
Kungl Tekniska Högskolan

¹ Löfquist 1991

² Hjern 1983

INLEDNING

Kunskapen om luftföroreningarnas långtgående miljöskador har ändrat inriktningen på miljöarbetet. Det märks i formuleringen av miljömålen som blivit mer visionära. Bland de mest aktuella exemplen är strävan mot ett uthålligt samhälle samt mot en begränsning av miljöbelastningen. Målet är att belastningen inte ska vara större än vad naturen tål i ett långsiktigt perspektiv. Den vanliga metoden att kräva minskade utsläpp med hänvisning till lokala effekter har med tiden visat sig otillräcklig eftersom den bara tog tag i ena sidan av problemet. Idag handlar det mer om utsläppens långsiktiga betydelse för nedfallet på stora avstånd från källan. Problemet är bara att det ännu inte finns metoder för hur sådana mål ska hanteras på kommunal och regional nivå. Det gäller att formulera en modell som gör att de regionala aktörerna kan ta ansvar för sin del av det övergripande målet.

Utvecklingen av miljöstrategi

Att nedfallet av luftföroreningar måste minskas till en nivå som naturen tål utgör en del av de moderna tankarna om "sustainable development" eller ett uthålligt samhälle. Dessa tankar fanns med redan i den s.k. Brundtland-rapporten³ från 1987 och nu senast i Agenda 21 från FN:s miljökonferens i Rio de Janeiro år 1992. Problemet är att det krävs minskningar på upp till 90 procent för att kunna stoppa och vända på mark- och grundvattenförsurningen⁴. Eftersom en stor del av all mänsklig aktivitet är förenad med utsläpp av luftföroreningar kommer förverkligandet av miljömålet att medföra stora krav på ändrad livsföring och samhällsstruktur. Begränsningen av de enskilda utsläppen är därför bara en sekundär fråga. Den egentliga frågan är: *med vilken strategi ska framtidens samhälle byggas och struktureras så att det leder till detta miljömässigt uthålliga samhälle.*

Praktisk miljöpolitik som är direkt kopplad till definerade mål för ett uthålligt samhälle är svårt att utveckla. Det finns nationella program som mer allmänt utpekar lämpliga åtgärder och inriktningar. Naturvårdsverkets aktionsprogram mot luftföroreningar⁵ och försurning är ett bra exempel. Den senaste upplagan kom ut under 1993. På det kommunala och regionala planet, där genomförandet ska ske, utvecklas nu program med liknade uppläggning⁶. Om man med miljöstrategiskt arbete menar att det

³ Hägerhäll, 1988

⁴ Sandén & Warfvinge, 1992

⁵ SNV, 1990a och 1993a

⁶ Länsstyrelsen i Älvsborgs län, 1994

ska bestå av succesiva avvägningar för att nå ett specifikt miljömål finns det dock mycket kvar att göra. Det strategiska momentet i miljöarbetet består ju i att väga olika aktiviteter mot varandra samt att fundera över vilka effekter dessa miljöval har på samhällsstrukturen. Vägen till målet är alltså inte given utan växer fram succesivt. För att hantera sådana avvägningar saknas ännu modeller som stimulerar uppbyggnaden av de nödvändiga samarbetsstrukturena.

Att få till stånd ett samarbete kring förverkligandet av övergripande miljömål är alltså svårt. Ett av de största hindren är svårigheten är att precisera målen. Det måste göras på ett sätt som gör att de lokala och regionala aktörerna känner sig direkt ansvariga. Begreppet kritiska belastningsgränser kan tas som exempel. Det mål som tas upp där riktar sig i sin grundform till "alla". Är det möjligt att omvandla ett sådant mål så att det uppstår ett kommunalt och regionalt handlande? Det måste i så fall ske på ett sätt som leder till en preciserad ansvarsfördelning. Miljöargumenten måste dessutom kunna mobiliseras snabbt så att de bl.a. kan göras tillämpliga på en aktuell planerings- och beslutsprocess. Om allt detta var möjligt skulle begreppet kritisk belastningsgräns säkert också kunna få en praktisk innebörd. Med tanke på de erfarenheter som kommit fram tidigare i projektet skulle i alla fall många av de intervjuade miljöaktörerna inte vara sena att utnyttja sådana nya argument. Att det är önskvärt med en omvandling av den typen av övergripande mål till något mer hanterbart på en regional nivå får dessutom stöd i regeringens proposition *En god livsmiljö* (1990/91:90) och i betänkandet *Kommunerna och miljöarbetet* (SOU 1993:19). Där uppmanas naturvårdsverket och länsstyrelserna att dela upp de nationella miljömålen för kritiska belastningsgränser så att de kan bli direkt vägledande för miljöarbetet i olika geografiska områden. Tankarna får också stöd i Naturvårdsverkets rapport⁷ *Strategi för en regional miljö*.

Historik

Av alla de miljöproblem som industrisamhället fört med sig uppmärksammandes den långväga spridningen av luftföroreningar ganska sent. Det stod klart först på 60-talet när svenska forskare⁸, som de första i världen, påvisade försurningseffekterna. Forskarnas rapporter uppfattades i början inte som så alarmerande men Sverige var ändå internationellt sett tidigt ute med krav på minskade utsläpp. De styrmedel som först användes var bl.a. begränsning av halten svavel i eldningsolja och strängare krav på rening. På senare tid har det också införts ekonomiska styrmedel som skatt respektive avgifter på utsläpp av svaveldioxid och kväveföreningar. Kombinationen av dessa åtgärder, med de sedan mitten på 70-talet allt högre oljepriserna, har lett till kraftigt minskade utsläpp i Sverige. Störst

⁷ SNV, 1993b

⁸ Odén, 1968

är effekten i tätorterna där de egna utsläppen är stora. Bakgrundshalterna, d.v.s. utanför tätorterna, har däremot under lång tid inte minskat. I en rapport⁹ från Naturvårdsverket framgår det att svavelföreningarna på vissa håll t.o.m. ökat och att nitrat och ammonium också har en ökande tendens. Enligt en rapport¹⁰ från IVL har dock belastningen under senare tid minskat betydligt.

Fortsatta mätningar i mark och vatten har visat att försurningen, trots de minskade utsläppen, ökar och att luftföroreningarnas effekter, bl.a. i form av skogsskador, blir alltmer omfattande. Efter hand som kunskapen om de markkemiska reaktionerna blivit bättre har det gått att formulera kriterier för kritiska lägen. Det visade sig bl.a. att det finns tröskelvärden där naturen mer eller mindre kollapsar vid ytterligare belastning. Det vi känner till bäst idag är naturens sätt att reagera på olika svavel- och kväveföreningar. Detta kritiska läge karakteriseras av att den relativt långsamma vittringsprocess av markens mineraler som naturligt neutraliserar det sura nedfallet inte längre räcker till. När det gäller kväve visar det sig att markens och vegetationens förmåga att binda och behålla kvävet i ett lokalt kretslopp överskridits.

Som ett resultat av utredningsarbetet kring projektet KOL-HÄLSA-MILJÖ redovisade forskare vid Kungl Tekniska Högskolan ett förslag till känslighetsklassificering¹¹. Detta skulle utvisa markens och grundvattnets känslighet mot försurande nedfall. Begreppet kritiska belastningsgränser, som bygger på tankarna om känslighetsklassificering, togs upp för första gången på en workshop i Norge 1986 vilket redovisades i en rapport från Nordiska Ministerrådet¹². Där definierades begreppet och man angav också preliminära värden på kritisk belastning för svavel och kväve. Vid en uppföljande workshop¹³ år 1988 på Skokloster i Sverige behandlades gränsvärdena ytterligare med tanke på ekosystemens olika känslighet.

Införandet av begreppet kritisk belastningsgräns var ett strategiskt val av miljöforskarna. För att den nya kunskapen om försurningens effekter skulle få någon effekt i samhället förstod man att problemet behövde konkretiseras. Det borde vara ett sätt som bättre passade in i de tankemodeller som används av planerare och beslutsfattare. Tanken med att utveckla begreppet kritisk belastningsgräns var att de aktörer som arbetar med miljöfrågor skulle få ett nytt redskap. Detta planeringsredskap skulle inte bara göra det lättare att argumentera för minskad försurning. Det skulle också, efter en viss tid, leda till att utsläppen blev så små att det i ett långsiktigt perspektiv inte skulle uppstå några skadliga effekter i naturen.

⁹ SNV, 1990b

¹⁰ Kindbom, Lövblad and Sjöberg, 1994

¹¹ Jacks & Knutsson, 1981 och 1982

¹² Nordiska Ministerrådet, 1986

¹³ Nordiska Ministerrådet, 1988

Införandet av begreppet kritisk belastningsgräns utgör en milstolpe och viktigt trendbrott inom miljövardstänkandet: från att tidigare ha sett de enskilda utsläppen som det egentliga problemet sätter man nu in utsläppen i ett helhetsperspektiv och låter effekten av det sammanlagda nedfallet bli den viktiga frågan.

POLICYMODELL MED MILJÖSTAKET

Det är miljöforskarnas idé som har tagits som utgångspunkt för projektarbetet. Deras grundtanke var att miljöpolitiken skulle kunna bli effektivare om man införde begreppet kritisk belastningsgräns. Projektet har tidigare visat att det inte stämmer. Visserligen hänvisar aktörerna ofta till begreppet men man lyckas sedan inte agera i riktning mot relevanta mål. För att få till stånd ett måluppfyllande agerande måste begreppet antagligen preciseras ända ned till den kommunala och regionala aktörsnivån. Först då går det att utpeka identifierbara ansvarsbärare med egen juridisk och ekonomisk auktoritet. I ett sådant läge är det troligare att dessa ansvarsbärare hittar sina rätta roller och genomför uppgiften med att minska belastningen.

SYFTE

Syftet med projektet är att utveckla en praktiskt användbar policymodell. Den ska visa hur operativa mål formuleras och tilldelas aktörer. De operativa målen ska visa hur regionala och kommunala aktörer kan förverkliga delmål, kopplade till övergripande mål för kritisk belastningsgräns. Med operativa mål menas att målen ska gå att använda på ett så pass konkret sätt att det i princip ska gå att "mäta" ett resultat. Det strategiska greppet i policymodellen är att de övergripande målen ska omvandlas till kommunala och regionala argument som kan fungera som *miljöstaket*, d.v.s. som ett absolut hinder för att i princip tillåta att de samlade utsläppen överskrider en viss gräns. Syftet med att införa begreppet miljöstaket i planeringsprocessen är att tvinga miljöaktörerna att lämna det traditionellt objektsorienterade synsättet och istället övergå till ett miljöstrategiskt tänkande. I det miljöstrategiska arbetet är det meningen att man inte bara ska ta hänsyn till vad det enskilda objektet förorsakar för utsläpp. Istället ska man väga in olika objekts betydelse för den önskvärda utvecklingen av sektorer och strukturer respektive utnyttjandet av naturresurser i hela samhället.

Syftet är alltså att föreslå en *policymodell* som kan vara till stöd i olika typer av planering, t.ex. översiktsplanering, detaljplanering, trafikplanering och energiplanering. Modellen ska också vara till stöd när beslut förbereds enligt Naturresurslagen, Miljöskyddslagen, Väglagen och vid bygglovsprövning. Policymodellen anger de generaliseringar man kan enas kring och anger grovt hur nätverket för samverkan kan se ut.

Policymodellen föreslår att viss miljöinformation utnyttjas för att konkretisera miljöarbetet. Det ska öka intresset för att bara ta med viktig information och att redovisa det på ett överskådligt sätt. Arbetetssättet kan stimuleras av att det samtidigt pågår en utveckling av geografiska och meteorologiska informationssystem. Modellen syftar vidare till att förbättra användningen av miljökonsekvensbeskrivningar genom att göra dem mer inriktade på långsiktiga och övergripande mål än vad som normalt är fallet.

HYPOTESER OCH UTGÅNGSPUNKTER

Arbetet med att formulera en mall för policy utgår från vissa hypoteser och ställningstaganden. Dessa utgångspunkter grundar sig på kunskaper som redovisats i den tidigare implementationsanalysen inom projektet¹⁴.

Operativa mål

Med "operativt" menas här ett mål där ansvaret för att uppfylla målet går att rikta till klart identifierbara aktörer, där aktörerna har juridiska, ekonomiska, administrativa och praktiska möjligheter att precisera målpuppfyllelsen och sedan vidta åtgärder, samt slutligen, där det går att mäta eller uppskatta resultatet av åtgärderna.

Det går sällan att direkt omsätta ett övergripande miljömål i handling. Det förutsätts att någon konkretiserar det övergripande ansvaret, så att det hamnar hos klart utpekade aktörer. Vidare måste resurser kopplas till tidsramar för genomförandet. På så sätt kan man dela upp det övergripande målet i mindre och mer hanterbara delmål. Detta ligger till grund för en grundläggande hypotes:

Hypotes för ansvarstagande

Det är möjligt att dela upp och fördela allmänna belastningsmål så att det går att formulera operativa mål som lokala och regionala aktörer kan ta ansvar för.

Kriterier på att hypotesen stämmer är klara och konkreta kopplingar mellan ett närmande till miljömålet och aktörernas miljöhandlande.

¹⁴ Löfquist, 1991

Kritisk belastningsgräns

Med belastning menas "totalmängden av en bestämd materia som på viss tid når en recipient från andra delar av biosfären och från teknosfären". Definitionen redovisas i en rapport¹⁵ från en arbetsgrupp på naturvårdsverket, men gruppen påpekar att definitionen är preliminär. Den framhåller också särskilt den principiella skillnaden mellan utsläpp och belastning. Utsläpp sker från specifika delar av teknosfären till olika medier som mark, luft och vatten. Belastning är den totala tillförseln till en specificerad recipient. Det kan avse material med såväl mänskligt som naturligt ursprung. Den kritiska belastningsgränsen definieras som "den högsta belastning som inte förorsakar sådana kemiska förändringar att det leder till långsiktigt skadliga effekter på de mest känsliga ekosystemen" (fri översättning av originaltexten: *The highest load that will not cause chemical changes leading to long-term harmful effects on the most sensitive ecological systems*¹⁶)

Miljökonsekvensbeskrivningar - MKB

Begreppet miljökonsekvensbeskrivningar finns upptaget i flera olika lagar som anger i vilka situationer det krävs en MKB. Forskning kring metodikutveckling har bedrivits bl.a. vid Kungl Tekniska Högskolan¹⁷. Ur ett policyanalytiskt perspektiv kan man se att även miljökonsekvensbeskrivningar som har en annan grund än den rent juridiska också kan få stor betydelse för hur miljöarbetet genomförs. Det tidigare projektarbetet visar att spontant framtagen miljöinformation kan ha väl så stor betydelse som den mer formella. Anledningen är att utsläpparna i det formella fallet också styr urvalet av miljöinformation och att ett sådant urval sällan tillfredsställer de aktörer som är kritiskt inställda. Detta leder till att ytterligare en hypotes formuleras som framförallt gäller akuta planerings- och beslutssituationer:

Hypotes för MKB

De effektivaste miljökonsekvensbeskrivningarna är inte de som är tekniskt och naturvetenskapligt kompletta och neutrala utan de som kan urskilja ett litet antal viktiga kärnfrågor vilka kan beskrivas pedagogiskt och med klara värderingar

Hypotesen bygger på tidigare erfarenheter i projektet. Om det bara går att hitta *en* tillräckligt viktig fråga räcker med att den presenteras på ett tydligt och lättförståeligt sätt för att en plan eller miljöprövning ska påverkas.

¹⁵ SNV, 1991

¹⁶ Nordiska Ministerrådet, 1986

¹⁷ Hilding-Rydevik, 1990

Projektet har också tidigare visat att de "utsläppande" aktörerna i grund och botten inte vill ha någon särskilt omfattande beskrivning¹⁸. Man kan därför inte heller förlita sig på att de exploaterande intressenterna självmant medverkar till att en MKB påbörjas tidigt, eller att den MKB som så småningom redovisas kommer att ta hänsyn till sådana miljöproblem som kan uppstå långt ifrån källan. Det leder till följande antagande:

Hypotes om tidsfaktorn

Det avgörande för miljöbeskrivningens effektivitet är att den kan göras på ett mycket tidigt stadium och inte efter en lång tids utredande. Eftersom det därmed egentligen inte finns tid för utredningar måste de grundläggande argumenten finnas tillgängliga från början som ett slags miljöstaket

Ett projekt ska förverkliga *ett* alternativ. En planeringsprocess strävar därför normalt sett efter att utesluta olika alternativ så att det slutligen ska vara möjligt att komma fram till ett beslut. När planeringsprocessen pågått en tid kan den alltså hunnit sluta¹⁹ sig, d.v.s. begränsa valmöjligheterna och därmed göra MKB:n ointressant. Tanken med en MKB är ju att den ska tvinga fram miljövänligare alternativ som i sin tur kan kräva att ytterligare en MKB görs o.s.v. tills man når ett acceptabelt förslag. En sådan anpassning till snabba skiftningar i planeringsprocessen förutsätter antagligen att den kontrollerande och skyddande parten själv kan ta fram en MKB. Då kan MKB:n inte bara göras på ett tidigt stadium utan också på miljöintressets villkor och utan utslätande och tidsödande krav på samförstånd.

Intresset för miljöstrategiska sammanhang ökar

Den gemensamma faktorn för alla emissioner, även sådana som människan inte råder över, är att de ger ett bidrag till belastningen. Historiskt sett har dock myndigheterna mest inriktat arbetet på att minska utsläppen med hänsyn till den lokala miljön t.ex. intill en anläggning. Om man istället försöker uppnå ett miljömål som baseras på en kritisk belastningsgräns blir det viktigare att kunna härleda alla betydande utsläpp, oavsett om de är tillåtna eller ej och oavsett om de har mänskligt ursprung eller inte. På så sätt går det att placera in de egna utsläppen i ett större sammanhang. Denna insikt leder dock inte till den slutsatsen att hela utsläppsbilden måste vara klar i detalj innan miljöarbetet kan påbörjas. Det viktiga är att miljöarbetet utgår från det strategiskt grundläggande begreppet kritisk belastning. Inom den ram som detta begrepp anger kan

¹⁸ Löfquist, 1991

¹⁹ Jacobsson, 1987

ansvaret formuleras i form av en regional minskningsfaktor som aktörerna sedan kan ta sin del av ansvaret för. På så sätt kan man få varje sektor eller utsläppare att solidarisera sig med det övergripande målet.

Hypotes om miljöstrategi

De avvägningar som blir nödvändiga att göra när utsläppsrättigheterna fördelas kommer att leda till en miljöstrategisk diskussion i regionen om hur utrymmet för utsläpp ska utnyttjas på bästa sätt

Försöksområde

För att konkretisera diskussionen av policymodellens konstruktion behövs ett verkligt "fall" att hänga upp redovisningen på. I detta projektarbete har ett område i sydvästra Sverige valts. Området utgörs av den EMEP-ruta (se kap. "Beräkning") som bl.a. täcker Vänersborg, Trollhättan och Göteborg. Dessa regioner har varit med tidigare i projektarbetet när implementationsanalysen²⁰ gjordes.

POLICYMODELL

I detta kapitel redovisas en principiell modell för hur aktörerna ska formulera sina mål, hitta sina delar av det övergripande ansvaret och prioritera åtagandet så att det slutligen leder fram till ett konkret arbete för att förverkliga miljömålen. Modellen anger hur aktörerna kan bygga upp argumenten med logiska resonemang. Dessa utgår från allmänt accepterade begrepps bilder och förenklingar. I de fall det behövs, anger modellen vilka antaganden som utgör grunden för den fortsatta argumentationen. Policymodellen strävar efter att finna ansvarsbärare som har tillräcklig auktoritet för att kunna genomdriva miljöarbetet och utgår från följande ställningstaganden:

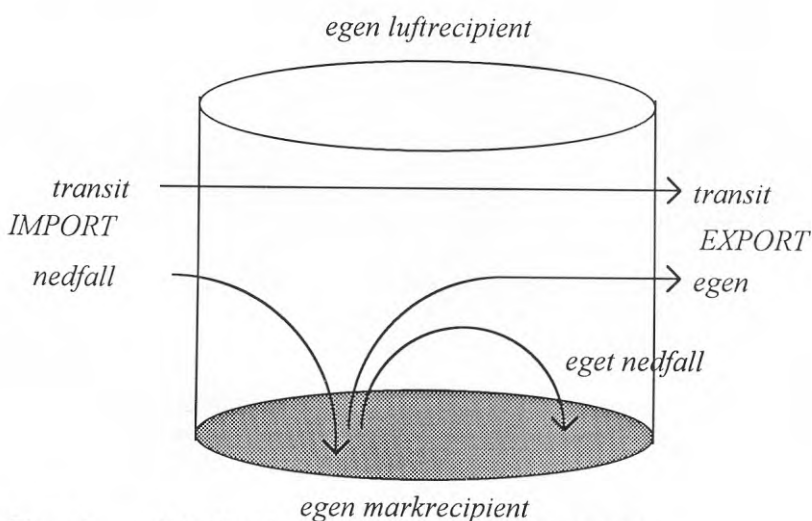
- ♦ låt inte den stora betydelsen av importerade luftföroreningar omöjliggöra ett regionalt miljöarbete,
- ♦ undvik att fastna i helhetens komplexitet - om inte allt kan beskrivas räcker det med att välja ut väsentligheterna - "det bästa får inte bli det godas fiende",
- ♦ hitta en auktoritativ och allmänt accepterad modell för hur det går att generalisera komplexa problembeskrivningar,

²⁰ Löfquist, 1990

- ♦ kvantifiera ansvarstagandet genom uppdelning av det övergripande målet så att det uppstår delmål riktade till identifierbara aktörer,
- ♦ formulera delmål för den kommunala och regionala nivån så att de leder till operativt ansvarstagande,
- ♦ välj ut aktörer som kan utpekas som betydelsefulla och därför inte kan undvika att ta ansvar,
- ♦ tilldela ansvaret till sektorer eller verksamhetsområden på ett sätt som gör det lönsamt för aktörerna att samarbeta.

Transporter och nedfall

En av de generaliseringar som policymodellen arbetar med gäller transporten av luftföroreningar och nedfallets ursprung. Det beskrivs som om nedfallet i princip beror på utsläpp från två områden, dels det egna området, dels utanför det egna området. Den aktör som säger sig värna om miljöbelastningen måste engagera sig för att minska utsläppen från båda områdena. En viktig del i den generaliserade bilden är att det egna området också är en exportör av luftföroreningar. Det leder till slutsatsen att aktören måste engagera sig för minskade utsläpp oavsett om nedfallet kan härledas till källor som ligger långt bort eller om utsläppet leder till nedfall först utanför det egna området. Policymodellens schematiska bild av transportvägar och nedfallets ursprung kan sammanfattas på följande vis (figur 1).



Figur 1 Principskiss över transporter och nedfall

Policymodellen bygger även på den generaliseringen att alla *egna* utsläpp också förorsakar ett nedfall med en miljöpåverkan av samma storleksordning som den som gäller för det egna området, *oavsett var nedfallet sker*. Denna generalisering är nödvändig för att undvika en orimligt komplicerad diskussion om hur ansvaret ska fördelas.

Utsläpp som grund för ansvarstagande

Det går alltså inte att använda nedfall som grund för ansvarstagande, eftersom en härledning till de som bär ansvar för nedfallet skulle bli kaotiskt komplicerad. Man kan inte exakt veta var utsläppen kommer att förorsaka ett nedfall. Det grundläggande antagandet bör i stället vara att det utsläpp som var och en gör så småningom också förorsakar ett miljöpåverkande nedfall. Ansvarstagandet får alltså grundas på olika approximationer. Det första gäller bilden av det kollektiva ansvaret utan geografiska gränser:

Det kollektiva ansvaret utan geografiska gränser

Alla utsläpp förorsakar ett nedfall som påverkar miljöbelastningen, både inom det egna området och utanför.

Alla de som gör utsläpp av luftföroreningar har ett ansvar för den miljöbelastning som detta förorsakar.

Ansvarstagandet kan också grundas på en approximation som utgår ifrån att intilliggande berörda områden liknar det egna området när det gäller känslighet och totalbelastning. Det leder till att man kan formulera ett generellt åtagande om minskning utan att man därför behöver känna till alla utsläpp.

Minskningsfaktorn

Alla utsläpp i regionen behöver minska lika mycket. Minskningsbehovet kan uttryckas som en faktor beräknad som: talet 1, minskat med kvoten mellan den kritiska belastningsgränsen för respektive ämne och den aktuella belastningen.

Mål och principer

Utsläpp av luftföroreningar sprids utan hänsyn till administrativa gränser. Det är därför rimligt att målet uttrycker ett ansvarstagande som sträcker sig utanför aktörens eget aktionsområde. Med "eget område" menas här

det geografiska område som aktören ser som sin främsta uppgift att värna om eller att ta ansvar för.

Grundmål

Det grundläggande målet är att utsläppen av svavel- och kväveföreningar minskas så pass mycket att nedfallet blir lägre än det gränsvärde som anger den kritiska belastningen för vad naturen tål.

Säkerhetsmål

För att ha en rimlig säkerhetsmarginal ska utsläppen på sikt minska så pass mycket att nedfallet av svavel- och kväveföreningar inte är större än 90% av det gränsvärde som anger den kritiska belastningen för vad naturen tål.

Solidaritetsmål

Av hänsyn till u-länder ska utsläppen på lång sikt minska så pass mycket att det skapas utrymme för ökade utsläpp i sådana länder som idag har mycket låga utsläpp per capita, utan att det totala nedfallet därför ska tillåtas bli större än 90% av det gränsvärde som anger den kritiska belastningen för vad naturen tål.

Regionala principer

Nivån på den kritiska belastningsgränsen inom det egna området fastställs efter regionalt samråd.

Ansvarsbärande sektorer och verksamheter anges så att strukturen blir enhetlig och jämförbar med andra regioner.

Sektorerna och verksamheterna tilldelas ett konkret ansvar enligt en beräkningsmodell. Schabloner för beräkningar tas fram i ett regionalt samarbete.

Sektorsprinciper

Ansvarsbärarna för varje enskild verksamhet förhandlar självständigt med andra ansvarsbärare inom samma sektor beträffande utbyte av åtagande för att därmed kunna förverkliga sektorns mål med största kostnadseffektivitet.

Programmål

För det egna området ska det finnas ett åtgärdsprogram som visar vid vilken tidpunkt som sektorerna och verksamheterna ska vidta åtgärder.

Av programmet ska det framgå hur ansvaret har fördelats och vid vilken tidpunkt som varje mål ska ha förverkligats.

Det ska också finnas ett program för uppföljning av åtgärderna för att se om programmet behöver justeras. Av uppföljningen ska det framgå hur sektorernas och verksamheternas utsläpp minskar, dels i förhållande till den uppskattade mängden av alla utsläpp i regionen, dels i förhållande till den totala belastningen.

Policyproblem

Genom att formulera ett policyproblem kommer agerandet i fokus. Den generella frågan är: Hur ska jag som aktör göra för att förverkliga mitt mål? Varje aktör har en unik roll och formulerar därför sitt eget policyproblem. Det leder till att miljöarbetet konkretiseras och att aktören hittar sin egen specifika roll. De grundläggande policyproblemen är dock:

Policyproblem - hemmaproblemet

Hur ska jag agera för att få nedfallet av svavel- och kväveföreningar inom mitt eget område att bli lägre än det gränsvärde som jag satt upp som mål för mitt miljöarbete?

Policyproblem - grannproblemet

Hur ska jag agera så att utsläpp av svavel- och kväveföreningar från mitt eget område inte bidrar med oacceptabelt stor belastning utanför området, d.v.s. hur ska jag få de som släpper ut luftföroreningar att ta sin rimliga del av ansvaret så att nedfallet även utanför det egna närområdet ska bli lägre än det gränsvärde som jag satt upp som mål för mitt eget miljöarbete?

Miljöstaketet

Miljöstaketet utgörs i grunden av "den kritiska belastningsgränsen", d.v.s. det miljöstaket som anger att *nedfallet* inte får vara större än vad naturen tål. I praktiken gäller miljöstaketet bara för *utsläppen*. Begreppet miljöstaket används för att skapa bilden av ett absolut åtagande för den

totala miljöpåverkan som är möjlig att tillåta. Synsättet skiljer sig principiellt från lagstiftningens sätt att hantera utsläpp; där sker prövningen mer från fall till fall och med avseende på det *enskilda* utsläppet, i praktiken utan särskilt stor hänsyn till den totala miljöpåverkan över stora avstånd.

Miljöstaketet har alltså en annan grund för åtagandet än vad som normalt sett kan formuleras med hjälp av miljöskyddslagstiftningen. Grunden är ett **frivilligt samhällsåtagande** med följande innebörd: *utsläppen av luftföroreningar får inte vara större än att nedfallet blir lägre än den kritiska belastningsgränsen*. Begreppet samhällsåtagande har tidigare använts i projektarbetet för att beskriva det systemanalytiska betraktelsesättet i samband med att en implementationsanalys²¹ utfördes.

Begrepps bilden för ett miljöstaket påminner om den som används för att beskriva modellen med s.k. bubblor²². En bubbla innebär att man genom regionala bestämmelser för ett avgränsat luftrum ställt upp gränser för hur stor den totala utsläppsmängden för olika ämnen får vara. Bubblan är ett slags regionalt miljöstaket inom vilket utsläpparna får göra upp med varandra om hur utrymmet ska utnyttjas. Detta leder till att utsläppsrätter kan köpas och säljas på en marknad. Systemet har prövats i USA och det har också förts en debatt om att införa det i Sverige. Men idag finns det inget direkt lagrum som gör det möjligt att bygga upp miljöstaket av typen bubblor. Det finns däremot inget hinder att bygga miljöargumenten på samma regionala helhetssyn som man gör i systemet med bubblor. Svensk miljölagstiftning består ju av ramlagar, där miljöargumenten i varje individuell prövning prövas mot varandra och avgörs från fall till fall. Den miljöaktör som kan hitta nya tunga argument kan också ha större chans att få gehör för dessa. I förlängningen kan man tänka sig att ett väl underbyggt miljöstaket också kan påverka planeringen enligt Plan- och bygglagen samt tillståndsprövningen enligt Miljöskyddslagen.

Ansvarsfördelning

Det har tidigare inte funnits någon modell som gjort det möjligt för den enskilde miljöaktören att ställa upp trovärdiga argument när det gäller krav på minskade utsläpp med hänsyn till den kritiska belastningsgränsen. Tvärtom har aktörerna ofta reducerat betydelsen av sina egna utsläpp med hänvisning till att de importerade föroreningarna betyder så mycket mer. Den föreslagna policymodellen ska erbjuda de argument som saknas. Tanken är att betydelsen av de totala utsläppen inte ska göra det möjligt för de regionala utsläpparna av luftföroreningar att frikänna sig från sin del av ansvaret. Det är ju dessutom en nästintill omöjlig uppgift att kunna känna till vartenda utsläpp. Om var och en istället tar sin utmätta del av hela ansvaret, räcker det med att komma fram till en uppskattning av de

²¹ Hjern, 1983

²² Bergman, Måler, Ståhl 1987 och Bohm, Lind, 1991

utsläpp som gäller för respektive sektor eller verksamhetsområde. Det viktiga är att se avgränsningen som en tillräckligt tydlig ram för ansvarstagandet. När avgränsningen fungerar utvecklas en grupp ansvarstagare som både klarar av att solidarisera sig med sin tilldelade bit av åtagandet och förhandla med varandra om hur ansvaret ska fördelas.

En alternativ och extremt dålig variant av ansvarsfördelning är att kräva att varje utsläppsobjekt ska tilldelas sin direkt proportionella del av ansvaret. Det skulle innebära ett stelbent, och i praktiken ohållbart system, eftersom inga nya objekt skulle kunna tillåtas inom sektorn förrän man nått under den utsläppsmängd som satts som gräns. Detta sätt att hävda miljökrav skulle, med hänsyn till den allvarliga miljösituationen, inte vara direkt fel, men ändå i praktiken vara omöjligt att driva igenom. Principen kan få tjäna som avskräckande exempel på var miljöprovningen skulle kunna hamna i framtiden om den ekologiska nödsituationen blir ännu mer uppenbar. Ett bättre alternativ är att sektorernas aktörer redan nu börjar samarbeta om hur en fördelning av minskningskraven ska göra det möjligt att tillåta nya verksamheter och andra förändringar.

Vilka orkar bära ansvaret och ta initiativ

För att få till stånd en effektiv policy behöver ansvaret definieras, identifieras, kvantifieras och fördelas. Det behövs också auktoritativa aktörer som driver på så att programmen för minskade utsläpp genomförs. Vad som krävs för att auktoritativa aktörer ska utkristalliseras är en trovärdig och allmänt accepterad modell för hur ansvar ska fördelas. Den aktör som startar denna process behöver inte vara den administrativt mest uppenbara som t.ex. länsstyrelsen. Huvudsaken är bara att den aktör, eller aktörsgrupp, som tar initiativet också får övriga aktörers förtroende.

Den miljöstrategiska omfördelningen av ansvar

Ansvarsfördelningen konkretiseras successivt, från sektorer och verksamhetsområden ned till enskilda objekt. Första steget är att välja ut några viktiga och odiskutabla sektorer, där ansvarsbärarna inte kan ifrågasättas. Om en sektor vill ändra sitt åtagande i förhållande till den regionala minskningsfaktorn kan man göra en regional överenskommelse om det. Den kan t.ex. grunda sig på att man redan tidigare åtagit sig minskningsåtgärder som ligger utöver vad man normalt sett gjort i övriga Sverige. Den kan också grunda sig på en bedömning av samhällsnytta och den önskvärda utvecklingen i samhället. Nästa steg innebär att varje sektor själv utarbetar program för minskningen inom sin sektor.

Förhandling om samverkan eller utbyte av tilldelade utsläppskvoter kan ske inom respektive sektor och så länge som målet nås. I vissa sektorer, t.ex. vägtrafik och bebyggelse, är det inte meningsfullt att fördela ansvaret

ända ned till enskilda vägar eller planområden. I stället får sektorn i sin totala avvägning av struktur och försörjning uppfylla målet i ett regionalt program fördelat på kommuner. I det miljöstrategiska arbetet med att bedöma olika objekts miljöpåverkan ställs man inför två frågor: a) Medverkar den miljöförändring som objektet bidrar med, till att den sektor som objektet tillhör också klarar sin del av miljöåtagandet? b) Medverkar det nya eller förändrade objektet till en samhällsutveckling som gör att miljöåtagandet klaras?

Exempel på avgränsade sektorer och verksamheter

Åtagandet att minska utsläppen behöver inte beräknas på alla utsläpp som sker i regionen. Den informationen är praktiskt taget omöjlig att ta fram. Det räcker med att beräkna de totala utsläppen inom tydligt avgränsade sektorer. Med sektor menas här en blandning av flera olika verksamheter, men där det ändå finns en gemensam uppgift.

Exempel på sektorer och verksamheter

- Transporter inom dagligvaruhandel
- Styckegodstrafik
- Persontrafik (pendelresor, affärsresor, semesterresor)
- Uppvärmning av fastigheter
- Olika typer av produktion inom industrin
- Animalieproduktion
- Vegetabilieproduktion
- Skogsbruk
- Avfallshantering
- Gatuskötsel
- Skötsel av parker och villatrådgårdar

Användning av schabloner

För att få en uppgift om utsläppens storlek görs schablonmässiga beräkningar med användande av allmänt accepterade omvandlingsfaktorer. Omvandlingsfaktorerna och de uppgifter om utsläpp som behövs hämtas från nationellt auktoritativa källor som t.ex. Naturvårdsverket, Närings- och Teknikutvecklingsverket, Boverket, Vägverket, Luftfartsverket och Sjöfartsverket. Exempel på uppställningar:

- ♦ **Oljeeldade enbostadshus:** antal hus \times normalförbrukning kWh/hus \times specifikt utsläpp för olja/kWh;
- ♦ **Arbetspendling:** uppskattat totala antalet km \times andel för färdstätt \times specifikt utsläpp för resp. färdstätt/km;
- ♦ **Vägar:** totala antalet fordon per år \times andelen tung trafik resp. andelen personbilar \times km \times specifikt utsläpp/km för resp. fordonsslag.

Övergripande sektorer

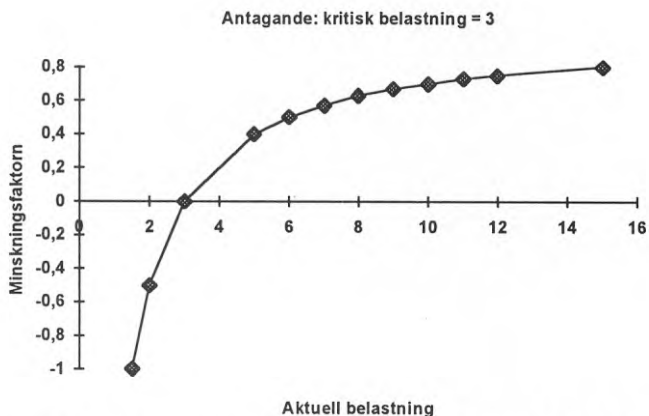
Grundläggande för det kommunala miljöarbetet är planeringen av den byggda miljön. Det sker främst genom planering och tillståndsgivning med stöd av Naturresurslagen (NRL) samt Plan- och bygglagen (PBL). Bebyggelseplaneringen har alltså en särställning som en övergripande sektor. Planeringsarbetet måste därmed genomföras så att det inte omöjliggör övriga sektors strävanden att förverkliga miljömålet. Det innebär att man redan i PBL-arbetet måste utgå från de ramar som miljöstaten anger. Det kan gälla hur fastighetsuppvärmningen ska gå till, eller vilka slags transportsystem som ska tillgodose behovet av ett ökat antal resor till och från arbetet. Det är viktigt att inse att Plan- och bygglagen skiljer sig från prövningen enligt annan lagstiftning. Miljöskyddslagen är t.ex. i grunden inte är uppbyggd så att den väger in regionala samordningsfrågor. Den är mer inriktad på att den enskilda anläggningen ska ha en viss standard och att den inte ska störa den närmaste omgivningen.

BERÄKNING

Beräkningarna i detta projekt sker med sydvästsverige som exempel. Syftet är att visa hur det övergripande målet på ett logiskt och rimligt sätt går att dela upp, så att det slutligen når konkreta ansvarsbärare på regional och kommunal nivå. För att beräkningarna ska få tyngd i miljöarbetet måste de grundas på allmänt accepterade omräkningsfaktorer. Detta utformas i ett regionalt samarbete, t.ex. med länsstyrelsen som samordnare. Vilka kemiska ämnen i utsläppen som ska vara relevanta för beräkning av belastning med "svavel" respektive "kväve" bestäms i policymodellen av naturvårdsverkets aktionsprogram. Enligt nuvarande praxis innebär det utsläpp av svaveldioxid samt kväveföreningarna kväveoxid, kvävedioxid och ammonium eller ammoniak.

Minskningsfaktorn

För att konkretisera ansvaret formuleras först en minskningsfaktor. Den beräknas som: talet 1 minus kvoten mellan den kritiska belastningsgränsen och den aktuella belastningen. Innebörden av denna faktor är att den anger hur stor andel av de nuvarande utsläppen som minskningen behöver vara för att de inte ska överskrida den kritiska belastningsgränsen. Innebörden blir också den att om den aktuella belastningen är under den kritiska belastningen så kan utsläppen tillåtas öka. Karaktären på minskningsfaktorn kan redovisas grafiskt på följande vis:



Figur 2. Minskingsfaktor som funktion av aktuell belastning

Minskingsfaktor för svavel

Underlaget för beräkning av minskningsfaktor för svavel är uppgifter från EMEP-programmet, d.v.s. *Det samordnade programmet för övervakning och utvärdering av långväga överföring av luftföroreningar i Europa*. Detta program står under överinseende av Förenta nationernas ekonomiska kommission för Europa (ECE). EMEP organiserar mätningar av nederbördens innehåll av svavel och en del andra ämnen vid sammanlagt ett 80-tal stationer i 23 länder²³. Resultaten redovisas i form av ett medelvärde för varje enskild s.k. EMEP-ruta. En sådan ruta täcker en yta av 150×150 km² (figur 3). I den EMEP-ruta som bl.a. täcker Vänersborg - Trollhättan och Göteborg upp till Lysekil anges att nedfallet totalt är 12,7 och att bidraget från svenska källor är 1,7 kg svavel/ha och år. Kritisk belastning för Götaland har satts till 3 kg svavel/ha och år (motsvarar 300 kg S/km² och år).

²³ SNV, 1984

Om ett totalt nedfall på 12,7 kg svavel ska minskas för att uppnå miljömålet på högst 3 kg svavel kan en regional minskningsfaktor f_s^R för svavel beräknas som:

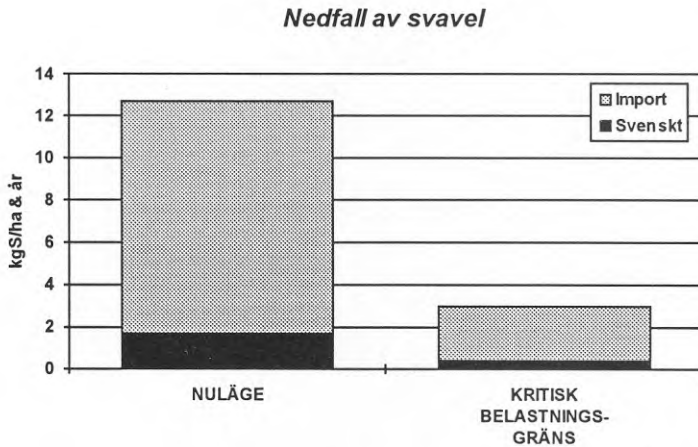
$$f_s^R = (1 - 3/12,7) = (1 - 0,24) = 0,76 ;$$

$$f_s^R = 0,76 \text{ (region P+O+N-län)}$$

Alla utsläpp ska alltså minskas med en mängd som motsvarar nuvarande utsläpp gånger minskningsfaktorn 0,76, d.v.s. med 76 procent. Storleken på denna faktor kan jämföras med uppgiften i Naturvårdsverkets aktionsprogram Miljö '93 som anger 60 - 80 % för Götaland.

	Nuläget	Nödvändig Minskning	Kritisk Belastningsgräns
Importerat	11,0	8,40	2,60
Svenskt	1,7	1,30	0,40
Totalt nedfall	12,7	9,70	3,00

Tabell 1. Belastningen för 1988 och nödvändig minskning i EMEP-rutan för bl.a. regionerna Vänersborg/Trollhättan och Göteborg.
Källa: underlaget till tabellen är hämtat ur SNV Luft '90.



Figur 4
Kritisk belastningsgräns för svavel
och nödvändig minskning i region P+O+N-län
(grafisk framställning av tabell 1)

Tabell 2 Kritisk belastning för svavel i skogsmark och ytvatten, aktuell deposition samt behov av depositionsminskning i olika delar av Sverige (anm. 100 kg S/km², år motsvarar 1 kg S/ha, år)

	Kritisk Belastning kg S/km ² , år	Aktuell Deposition kg S/km ² , år	Behov av minskning (%)
Götaland	300	700-1800	60-80
Svealand	250	500-900	50-70
Norrland	250	300-600	15-60

Anm.: Kritisk belastning och deposition avser endast svavelnedfall från mänskliga aktiviteter. Det icke försurande svavelnedfall som härrör från havssalter ingår inte. Den aktuella depositionsbelastningen avser medelvärden i rutor om 50 x 50 km².

Källa: Naturvårdsverkets Aktionsprogram Miljö '93.

Minskningsfaktor för kväve

Vid långvarig belastning över de kritiska nivåerna uppnås kvävemättnad, som bl.a. leder till vegetationsförändringar och läckage av nitrat till det vatten som rinner ut ifrån områdena. Till en början stimulerar kvävedepositionen också tillväxten i skogen. Den ökade skogstillväxten och det därav ökade uttaget av virke medverkar i sig till att försura skogsmarken.

Tabell 3 Kritisk belastning för kvävenedfall på mark, aktuell deposition samt behov av depositionsminskning.

	Kritisk Belastning ¹⁾ kg N/km ² , år	Aktuell Deposition ²⁾ kg N/km ² , år	Behov av minskning (%)
Götaland	500	600-1800	ca 60
Svealand	400	500-900	ca 40
Norrland	300	200-600	ca 20

1) Dimensioneras av risk för kväveläckage eller vegetationsförluster i skogs- och myrmark.

2) Avser genomsnittlig deposition på ytor om 50x50 km² under perioden 1989 - 1992.

Källa: Naturvårdsverkets Aktionsprogram Miljö '93

Uppgifter om utsläpp och nedfall av kväveföreningar är inte lika fullständiga och lätta att tolka som för svavel. Enligt Naturvårdsverkets redovisning²⁴ av EMEP-mätningar är det klart att stor del av depositionsbelastningen kan härledas till källor utanför Sverige. Man vet också att kväveoxidföreningarna sprids längre sträckor innan de bidrar till nedfallet. Ammonium sprids däremot kortare sträckor och påverkar i stort bara Sverige.

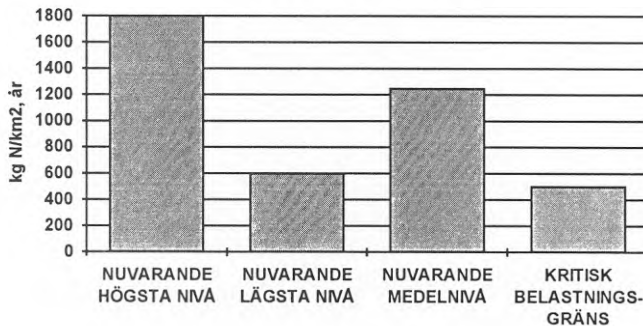
Enligt Naturvårdsverkets program Luft '90 kan den lokala depositionsbelastningen vara betydligt större än vad som anges av de regionala bakgrundsvärdena. Det gäller exempelvis områden med stor trafik. Här kan utsläppen behöva minskas ytterligare för att undvika lokala effekter. I Naturvårdsverkets

²⁴ SNV, 1990b

aktionsprogram Miljö '93 uppges den aktuella depositionen i Götaland vara 600-1800 kg N/km² och år. Den kritiska belastningen för samma område är 500 kg N/km² och år. Behovet av minskning i Götaland uppges vara ca 60 %. I den region som bildas av Älvsborgs län, Göteborgs- och Bohuslän samt Hallands län skulle alltså den regionala minskningsfaktorn (f_N^R) för kväve kunna uttryckas som:

$$f_N^R = 0,60 \text{ (region P+O+N-län)}$$

Nedfall av kväve



Figur 5

Kritisk belastningsgräns för kväve
 och nödvändig minskning i Götaland
 Källa: sammanfattning av uppgifter hämtade ur
 SNV Miljö '93

Viktad minskningsfaktor

Den regionala minskningsfaktorn anger hur mycket utsläppen behöver minska överlag om man ska klara den kritiska belastningsgränsen. Detta proportionellt tilldelade ansvar kan behöva fördelas på annat sätt beroende på den framtida samhällsstruktur som regionen ser som önskvärd. En annan anledning kan vara att en sektor redan har vidtagit genomgripande insatser för att minska utsläppen medan en annan sektor kan ha varit passiv i sina ansträngningar. Det bör leda till strängare krav på den som varit passiv eller på ytterligare krav på den som har ekonomisk och teknisk potential att genomföra fler åtgärder. En ändring av det proportionella ansvaret är möjlig så länge som det samlade åtagandet uppfyller det regionala målet. Fördelningen av det viktade ansvaret är det centrala momentet i det strategiska miljövårdsarbetet och avgörs på regional nivå.

En ändrad ansvarsfördelning mellan sektorerna kan uttryckas som en viktningsfaktor (f^v):

Viktningsfaktorn f^v får följande värden:

$f^v = 1$; direkt proportionellt ansvar

$f^v < 1$; mindre ansvar än proportionellt

$f^v > 1$; större ansvar än proportionellt

Villkor för viktningsfaktorn f^v :
$$\sum_{i=1}^t f^R f_i^v u_i = f^R U^R$$

Definitioner för faktorer i ovanstående villkor:

viktningsfaktorn f^v för respektive sektor: $f_1^v, f_2^v, \dots, f_i^v, \dots, f_t^v$;

utsläppen från respektive sektor: $u_1, u_2, \dots, u_i, \dots, u_t$;

den samlade mängden utsläpp inom regionen: U^R

gemensamma minskningsfaktorn för regionen: f^R

Hypotetiska exempel:

Trafiken släpper ut 100 ton kväve idag. Enligt den regionala faktorn ska minskningen vara 60%, vilket innebär $100 \times 0,60 = 60$ ton. Efter övervägning anser man i regionen att trafiken ska ta ett större ansvar än normalfallet och minska med 80 ton. Viktningsfaktorn f^v blir då 1,33, d.v.s. trafiken tar 33% utökat ansvar. Det ökade åtagandet som trafiksektorn gör kan utnyttjas för att låta andra angelägnare verksamheter ta en mindre del av ansvaret.

Värmeproduktion för bostadsuppvärmning släpper ut 100 ton svavel idag. Enligt den regionala faktorn ska minskningen vara 76% vilket innebär $100 \times 0,76 = 76$ ton. Efter övervägning i regionen anser man att utsläppsminskningen bör kunna få bli mindre än proportionellt. Det beror på att produktionsanläggningarna redan genomfört ambitiösa program för minskning av utsläpp och att längre gående rening skulle kosta oproportionerligt mycket. Dessutom vill man ha utrymme att bygga ut. Minskningen ska inte behöva vara större än 60 ton. Viktningsfaktorn f^v blir då 0,79, d.v.s. värmeproduktionsanläggningarna tar 21% minskat ansvar. Det minskade åtagandet för värmeproduktionsanläggningar läggs istället på andra källor så att slutmålet ändå nås.

AKTÖRERNA OCH DERAS UPPGIFTER

Fördelningen av ansvar sker enligt modellen stegvis till olika nivåer och med ökad detaljeringsgrad ju lägre nivån blir. Aktörerna har olika roller i respektive nivå. Oavsett nivå kan rollerna i stort sett delas upp i två grupper: *genomförare* och *kontrollerare*. Det är viktigt att identifiera aktörer, eller grupper av aktörer, som har betydelsefulla roller och som själva uppfattar det som rimligt att de gemensamt måste dela på ansvaret för att genomföra programmet. Det gäller då inte bara att välja stora och väl avgränsade sektorer och verksamheter utan att också välja områden där det finns aktörer som kan genomdriva programmet i kraft av juridiska och ekonomiska resurser. Om fördelningen av ansvar fungerar ska aktörsgrupperna reagera genom att bygga upp en samarbetsstruktur för det arbete som kan leda till att programmet förverkligas.

Regionnivå

Regionen är den högsta nivån inom vilken policymodellen huvudsakligen är tänkt att fungera. Vad som utgör en region är inte givet. Det är inte säkert att ett län är mest funktionellt ur ett policy-perspektiv; det kan vara både ett större och ett mindre område. Ett grundläggande krav på en bra avgränsning är att aktörerna inom regionen känner det naturligt att ta ett gemensamt ansvar för belastningsfrågan. Det som främst bör förena aktörerna är synen på hur känslig marken är och att det finns gemensamma anledningar att samarbeta, t.ex. om samhällsstrukturens utveckling.

Aktörer

Länsstyrelse, luftvårdsförbund, vattenvårdsförbund, kommunalförbund, vägverkets regionkontor, regionala trafikbolag (järnväg, buss, varutransport, flyg), värme- och elproducenter, intresseföreningar för företag, företagssammanslutningar, större enskilda företag, bygg-entreprenadföretag, hyresgästföreningar, miljöföreningar, konsumentföreningar.

Uppgift

En indelning i lämpliga ansvarsbärande sektorer och enskilda verksamheter utförs. Storleken på de samlade utsläppen från varje sektor och större enskild verksamhet beräknas. Detta värde används som utgångsvärde för beräkning av hur varje sektor och verksamhet ska ta sin del av ansvaret för att minska belastningen. En regional minskningsfaktor bestäms för utsläpp av svavel och kväve. En överenskommelse görs om hur ansvaret kan fördelas på annat sätt än det rent proportionella d.v.s. viktat på olika sektorer och större enskilda verksamheter. Ett program sammanställs för åtgärderna med uppgifter om när de ska vidtas och när resultaten ska följas upp.

Utförande

Länsstyrelsen, eller annat regionalt organ som kan agera med auktoritet, tar på sig rollen som sammankallande. Eftersom länsstyrelsen genom sin instruktion har tilldelats en samordnande roll i samhället är detta ett förstahandsval. Sektorsansvariga och ansvariga för enskilda större företag sammanställer och lämnar in de statistikuppgifter om sin verksamhet som behövs. Genom samråd med regionens aktörer kommer länsstyrelsen fram till en sammanställning över fördelning av åtagandet samt tidsplanen för genomförande och uppföljning.

Kommunnivå

Den kommunala nivån bestäms helt av de administrativa gränserna för kommunerna. En sådan gräns kan vara ointressant ur ett faktiskt belastningsperspektiv, men den är ändå nödvändig för att klargöra hur miljöarbetet ska genomföras. På denna nivå är framförallt sådana aktörer aktiva som har kommunen som utgångspunkt för sitt agerande.

Aktörer

Ansvariga för planering och miljöskydd t.ex. kommunalkansli, stadsplaneringskontor, miljö- och hälsoskyddskontor, gatukontor. Kommunala intresseföreningar för t.ex. miljö och näringsliv.

Uppgift

Genomförandet av minskningsprogrammet ska drivas på och följas upp. De delar av det regionala programmet som är tillämpligt på kommunen ska föras in i t.ex. översiktsplan, trafikplaner, energiplaner, miljöprogram och andra program som styr kommunens utveckling och konsumtion t.ex. strategiska program som bostadsbyggnadsprogram och upphandlingsreglemente.

Utförande

Stadsplaneringskontoren sammanväger de åtaganden som minskningsprogrammet innebär och planerar ny bebyggelse så att utvecklingen inte motverkar förverkligandet av miljömålet. De kontrollerande aktörerna, framförallt myndigheterna, följer kontinuerligt genomförandet av minskningsprogrammet och driver vid behov på med krav bl.a. med stöd av Plan- och bygglagen och Miljöskyddslagen. Miljö- och hälsoskyddskontoret medverkar till de miljömätningar som behövs för att följa upp programmet.

Sektors- och verksamhetsnivå

På sektors- och verksamhetsnivå genomförs minskningarna rent praktiskt. Här är det viktigt att aktörerna inte bara är utredare eller kontaktpersoner. Det måste vara aktörer i beslutsställning med resurser att driva igenom sina beslut.

Aktörer

Företrädare för de olika sektorerna och verksamheterna.

Uppgift

De uppgifter som behövs för att utarbeta regionala program för minskade utsläpp ska tas fram. Miljökonsekvensbeskrivningar för sektorernas miljöstrategiska överväganden ska utarbetas. Sektorns egna argument ska framföras i den regionala diskussionen om vilken viktningfaktor som sektorn ska tilldelas. Det egna åtagandet ska kostnadsminimeras genom förhandling med andra aktörer inom den egna sektorn. Åtgärdsprogrammet ska genomföras och de uppgifter som behövs för att redovisa uppföljningen ska tas fram.

Utförande

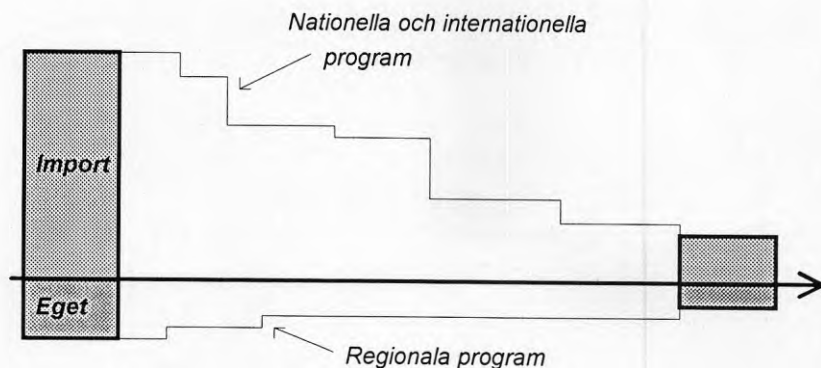
Aktörerna i hela regionen bygger upp samsamarbetsstrukturer för att kostnadsminimera framtagningen av statistikuppgifter och miljökonsekvensbeskrivningar. Sektorsvisa samsamarbetsstrukturer utvecklas i syfte att bygga upp argument för de miljöstrategiska argument som bör gälla för sektorn. För att kostnadsminimera åtgärdsprogrammet förhandlar aktörerna inom respektive sektor om hur man tekniskt och ekonomiskt ska lösa åtagandet - vissa verksamheter kan ta på sig mer och andra mindre, så länge som man uppfyller det tilldelade minskningsmålet. Sektorsvisa modeller för ekonomiska förhandlingar kan utvecklas spontant. Köp- och säljmodeller med "bubblor" som förebild kan utvecklas.

ÅTGÄRDSPROGRAM

För att förverkliga målet krävs stegvisa åtgärder som fördelas i tiden. Programmet bestäms på regionnivå med t.ex. länsstyrelsen som samordnare. Sektorens aktörer kan själva förhandla om lämpliga tidpunkter då minskningarna ska aktualiseras. Villkoret är dock att planen för genomförandet är trovärdig och att sektorns gemensamma åtagande uppfylls. Uppgårelsen dokumenteras i ett åtgärdsprogram. Det anger hur resurser skaffas och vad som reglerar åtgärden formellt. Exempel på lämpliga styrmedel kan vara planering och prövning med stöd av Plan- och bygglagen samt Naturresurslagen, uppföljning av planbestämmelser, bygglövshandtering, trafikregleringar samt tillsyn och prövning enligt Miljöskyddslagen.

Eftersom importen av föroreningar betyder så mycket, förutsätts det också att regionens aktörer utövar påtryckningar på aktörer utanför det egna området. Det kan röra sig om aktioner för att minska belastningen från grannregioner med väl kända och stora källor. Det kan också gälla påtryckningar på nationell nivå för att få till stånd aktioner mot utsläpp i andra länder. Även om programmet alltså i första hand ska beskriva det regionala agerandet ska det även framgå hur regionens aktörer förväntar sig att importen av belastning förändras samt vilka åtgärder som man tänker vidta för att påverka denna utveckling.

Man kan alltså tänka sig ett miljöarbete som pågår parallellt, men på olika nivåer:



Figur 6
Principskiss för hur det regionala åtgärdsprogrammet löper parallellt med de nationella och internationella programmen

POLICYMALL

- En regional samordningsgrupp bildas under ledning av den mest auktoritativa aktören.
- Den kritiska belastningsgränsen för regionen fastställs.
- Den totala belastningen fastställs.
- Den regionala minskningsfaktorn fastställs.
- Regionen delas in i sektorer och enskilda verksamheter så att det går att identifiera lämpliga ansvarsbärare med juridisk och ekonomisk förmåga att utföra åtagandet.
- Utsläppen från varje sektor eller verksamhet uppskattas genom schablonmässig beräkning - detta är utgångsvärdet för hur stor den absoluta minskningen ska vara inom varje sektor och verksamhet.
- På regional nivå fördelas sektorernas ansvar på ett sätt som motsvarar regionens önskade utveckling, d.v.s. en viktad ansvarsfördelning som kan avvika från den rent proportionella.
- Aktörerna inom varje sektor upprättar själva ett åtgärdsprogram som visar hur man fördelar ansvaret mellan sig (OBS! genom förhandling kan ansvarsåtaganden köpas och säljas!). Innehåll: tidpunkt för åtgärd och metod, förväntad effekt, ansvarig samt ev. lagstiftning som reglerar åtgärden.
- På regional nivå upprättas ett uppföljningsprogram som följer hur miljömålet förverkligas.

Referenser

Bergmark L., Mäler K-G., Ståhl I. (1987): *Överlåtelsebara utsläppsrätter. En studie av kolväteutsläpp i Göteborg*. Research report 229, ISBN 91-7258-229-4, februari 1987, Ekonomiska forskningsinstitutet vid Handelshögskolan i Stockholm

Bohm P., Lind H. (1991): *Överlåtbara utsläppstillstånd för koldioxid*. Juni 1991. Statens Energiverk, Stockholm

Hilding-Rydevik, T. (1990): *Miljökonsekvensbeskrivningar av projekt och planer i kommunal planering*. Byggforskningsrådet rapport R11:1990. ISBN 91-540-5152-5

Hjern, B (1983): *Förvaltnings- och implementationsforskning*. Statsvetenskaplig tidskrift, Vol 86, 1983, No 1, p 7-16

Hägerhäll, B (1988): *Vår gemensamma framtid, Rapport från Världskommissionen för miljö och utveckling under ordförandeskap av statsminister Gro Harlem Brundtland*. Red. Bertil Hägerhäll, ISBN 91-518-2159-1, Prisma/Tiden, Stockholm

Jacobsson, B. (1987): *Kraftsamlingen*. ISBN 91-578-0241-6. Doxa ekonomi, Lund

Jacks, G. & Knutsson, G. (1981). *Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet (förstudie)*. KHM Teknisk rapport No 11, Statens Vattenfallsstyrelse, Vällingby

Jacks, G. & Knutsson, G. (1982). *Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet (huvudrapport)*. KHM Teknisk rapport No 49, Statens Vattenfallsstyrelse, Vällingby

Kindbom, K., Lövblad, G. and Sjöberg, K. (1994). *Sulphur and nitrogen compounds in air and precipitation in Sweden 1980-92*. IVL rapport B 1144, Göteborg

Kommunerna och miljöarbetet. SOU 1993:19

Länsstyrelsen i Älvsborgs län (1994). *Miljöstrategi inför 2000-talet*, 1994:4, Vänersborg

Löfqvist, F. (1991): *Att tillgodose god luftkvalitet i kommuner och regioner*. Rapport R46:1991, ISBN 91-540-5366-8, Byggforskningsrådet, Stockholm

Nordiska Ministerrådet (1986): *Critical Loads for Nitrogen and Sulphur*, Miljörapport 1986:11, Ed. Jan Nilsson

Nordiska Ministerrådet (1988): *Critical Loads for Sulphur and Nitrogen*, Miljörapport 1988:15, Ed. Jan Nilsson and Peringe Grennfelt

Odén, S (1968): *Nederbördens och luftens försurning, dess orsaker, förlopp och verkan i olika miljöer*. Statens Naturvetenskapliga Forskningsråd, Ekologikommittén, Bulletin 1 (1968), Solna

Prop 1990/91:90: Regeringens proposition "En god livsmiljö"

Sandén, P. & Warfvinge, P. (1992). Modelling groundwater response to acidification. SMHI Reports Hydrology No 5, SMHI Norrköping

SNV (1984): *Monitor 1984, Långväga transport av luftföroreningar*, Statens naturvårdsverk, Meddelande 3/1984, ISBN 91-7590-204-4, Liber, Stockholm

SNV (1990a): *Luft '90 - Aktionsprogram mot luftföroreningar och försurning*; Statens naturvårdsverk Informerar, ISBN 91-620-1079-4, Solna

SNV (1990b): *Luftföroreningshalter och Deposition i Bakgrundsluft*; Statens Naturvårdsverk, Rapport 3812, ISBN 91-620-3812-5, juni 1990 Solna

SNV (1991): *Den framtida utsläppsstatistiken i Sverige*. Statens naturvårdsverk & Statistiska centralbyrån, Rapport 4038, ISBN 91-620-4038-3, Solna

SNV (1992): *Forskning & Utveckling För Bättre Miljö 1992, Bilagor*. Naturvårdsverket Rapport 4064, ISBN 91-620-4064-2, Naturvårdsverket Förlag, Solna

SNV (1993a): *Ett miljöanpassat Sverige, Naturvårdsverkets aktionsprogram Miljö '93*, Rapport 4234, ISBN 91-620-4234-3, Naturvårdsverkets förlag, Solna

SNV (1993b). *Strategi för regional miljö - Naturvårdsverket informerar*, ISBN 91-620-1125-1, Naturvårdsverkets förlag, Solna

R26:1994
ISBN 91-540-5660-8
Byggeforskningsrådet, Stockholm

Art.nr: 6814026
Abonnemangsgrupp:
X. Samhällsplanering

Distribution:
Svensk Byggtjänst
171 88 Solna

Cirka pris: 75 kr inkl moms

BYGGFORSKNINGSRÅDET

BYGGFORSKNINGSRÅDET