

Till statsrådet och chefen för Finansdepartementet

Genom beslut den 17 december 1998 bemyndigade regeringen chefen för Finansdepartementet att tillkalla en särskild utredare för att göra en översyn av sambandet mellan tillväxt och miljö samt att utreda behovet av åtgärder för en effektivare användning av naturresurser i syfte att nå en hållbar utveckling.

Den 1 juli år 1999 förordnades docenten Alf Carling som särskild utredare. Som sakkunniga i utredningen förordnades den 1 juli 1999 ekonomen Kenneth Hermele, ombudsmannen Kristina Nordström och biologen Roy Resare. Som experter i utredningen förordnades den 1 juli 1999 departementssekreteraren Olle Björk, departementssekreteraren Cecilia Fegler, entledigad den 3 april 2000, kanslirådet Eva Hellsten, entledigad den 15 februari 2000, samt departementssekreteraren Maria Sandqvist. Den 1 september 1999 förordnades professorn Runar Brännlund. Den 15 februari 2000 förordnades departementssekreteraren Annika Löfgren, entledigad den 1 juli. Den 3 april förordnades departementssekreteraren Lena Unemo. Den 1 juli förordnades departementssekreteraren Eva Gabrielsson.

Som sekreterare förordnades den 1 september 1999 departementssekreteraren Lars Andersson och den 1 januari 2000 avdelningsdirektören Ulf Silvander. Som biträdande sekreterare förordnades den 1 mars 2000 fil. dr Magnus Lindmark, entledigad den 1 juni. Den 1 juni förordnades fil. dr Göran Bostedt och skog. dr Per Holgén, entledigade den 1 september.

Under utredningsarbetet har tio möten ägt rum. Ett nära samarbete har skett med Miljöräkenskaperna på Statistiska centralbyrån. Energimyndigheten har bidragit med underlag inom energiområdet och Konjunkturinstitutet har utfört framåtriktade beräkningar rörande användningen av naturresurser. Sveriges lantbruksuniversitet har också utfört en fallstudie angående användningen av fiskresursen.

Utredningen överlämnar härmed sitt slutbetänkande, Effektiv hushållning med naturresurser (SOU 2001:2). Särskilda yttranden har lämnats av Kenneth Hermele och Roy Resare.

Stockholm i december 2000,

Alf Carling

/Lars Andersson
Ulf Silvander

Innehåll

Sammanfattning	11
Summary	19
1 Utredningsuppdraget	29
1.1 Utgångspunkter.....	29
1.2 Vad är resurseffektivitet.....	31
1.3 Betänkandets innehåll och disposition.....	35
2 Hushållning med naturresurser	39
2.1 Uttömningsproblematiken, lagerresurser och förnybara resurser.....	39
2.2 Resurshushållning i en marknadsekonomi	44
2.3 Miljöpåverkan av naturresursanvändning	47
2.4 Beslutsunderlag för politisk styrning.....	52
2.5 Fördelning mellan generationer	55
2.6 Sammanfattning.....	57
3 Mål och mått för resurshushållning	59
3.1 Faktor 10 och näraliggande mått.....	59
3.1.1 Historik samt genomgång av begreppet faktor 10.....	60
3.1.2 Granskning av faktor 10-begreppet	65
3.1.3 Näraliggande mått.....	71
3.2 Mått på resurseffektivisering	75

3.2.1	Faktor 4-begreppet.....	75
3.2.2	Ekoeffektivitet.....	77
3.2.3	Effektivisering av kemikalieanvändning.....	78
3.3	Monetära mått.....	78
3.3.1	Miljöjusterad nationalprodukt.....	79
3.3.2	Nationalförmögenheten.....	82
3.3.3	Världsbankens Genuine savings	86
3.3.4	Miljösuld.....	86
3.3.5	Välfärdsindex.....	87
3.3.6	Total resursproduktivitet.....	90
3.4	System av indikatorer	93
3.4.1	Miljöindikatorer	94
3.4.2	Sociala indikatorer	99
3.5	Sammanfattning.....	101
4	Samband mellan tillväxt och miljö.....	103
4.1	Kapitlets innehåll och uppläggning	103
4.2	MiljöKuznetskurvan.....	105
4.3	Emigrationshypotesen – hypotesen att miljökrav försämrar konkurrenskraften.....	108
4.4	Porterhypotesen – en optimistisk utmanare.....	112
4.5	Slutsatser	117
5	Hushållning med råvaror de senaste årtiondena	119
5.1	Kapitlets innehåll och uppläggning	119
5.2	Råvaruanvändning i hela ekonomin.....	122
5.3	Råvaruanvändning i näringslivets produktion	126
5.4	Materialanvändning i verkstads- och pappersindustrin	130
5.5	Sammanfattning och slutsatser	133
6	Energianvändning och energihushållning.....	135
6.1	Varför energihushållning?	135
6.2	Mätproblem och definitioner.....	137

6.3	Energianvändning i industrisektorn.....	141
6.4	Energianvändning i transportsektorn	147
6.5	Energianvändning i bostads- och servicesektorn	152
6.6	Potentialer för lönsam energihushållning.....	155
6.6.1	Potentialer i allmänhet	155
6.6.2	Motiv för energieffektivisering – faktor 4.....	158
6.6.3	Effekter av åtgärder för energieffektivisering	162
6.7	Energiprognoser och utfall	165
6.7.1	Historiska prognoser	166
6.7.2	Industrisektorn	169
6.7.3	Transportsektorn	170
6.7.4	Bostads- och servicesektorn	173
6.8	Sammanfattning.....	181
7	Miljöpåverkande emissioner	185
7.1	Bränsleanvändning och koldioxidutsläpp i ett långt historiskt perspektiv.....	185
7.1.1	Metod.....	186
7.1.2	Koldioxidutsläpp i hela ekonomin	187
7.1.3	Utsläpp från produktion av varor och tjänster.....	191
7.2	Utsläpp i Sverige enligt miljöräkenskaperna.....	193
7.2.1	Utrikeshandelns inverkan.....	195
7.2.2	Hushållen och miljön.....	197
7.3	Sammanfattning.....	199
8	Resursanvändning år 2015 och 2030	201
8.1	Utvecklingen vid oförändrad miljöpolitik	202
8.2	Effekter av höjd koldioxidskatt.....	208
8.3	Sammanfattning.....	212
9	Fallstudier	213
9.1	Fallstudie skog.....	213
9.1.1	Skogssituationen	213
9.1.2	Skogshistoria	215
9.1.3	Miljöräkenskaper och effektivitetsförbättringar.....	216

9.1.4	Skogsbruk och kolbindning.....	219
9.1.5	Rennäringen, lavproduktionen och skogsbruket	220
9.1.6	Rekreativvärden och kostnader för miljöhänsyn.....	222
9.1.7	Skogsmark eller jordbruksmark?.....	223
9.1.8	Biodiversitet och skogsbruk i lövskog	224
9.1.9	Den tätortsnära skogen och kommunernas roll.....	226
9.2	Fallstudie fiske	228
9.2.1	Ej väldefinierade ägar rättigheter	228
9.2.2	Externa effekter	230
9.2.3	Internationell överblick.....	231
9.2.4	Subventioner.....	233
9.2.5	Ägar rättigheter – en lösning?	235
9.2.6	Östersjöfisket	237
9.2.7	Yrkesfiske och sportfiske – exemplet lax.....	239
9.2.8	En studie av laxpopulationen i svenska älvar	240
9.2.9	En samhällsekonomisk analys	243
9.2.10	Miljöjusterade nationalräkenskaper	248
10	Mål och styrmedel för resurshushållning.....	253
10.1	Kapitlets innehåll och uppläggning	253
10.2	Motiven för statliga ingripanden	254
10.3	Valet av styrmedel.....	257
10.4	Svensk miljöpolitik	261
10.4.1	Historik.....	261
10.4.2	Mål och riktlinjer för dagens miljöpolitik.....	262
10.4.3	Reglerande styrmedel.....	264
10.4.4	Prispåverkande styrmedel	266
10.4.5	Statliga resursinsatser och investeringsstöd.....	274
10.4.6	Internationella åtaganden	277
10.5	Kretsloppspolitik	279
10.6	Miljöskadliga subventioner	284
11	Överväganden och förslag	293
11.1	Utredningsresultat.....	294

11.2 Överväganden rörande effektiviseringsmål och styrmedel.....	298
Referenser.....	305
Särskilda yttranden	325
Bilagor	331
Bilaga 1: Kommittédirektiv	331
Bilaga 2: Samband mellan ekonomisk tillväxt och miljö	341
Bilaga 3: Input-outputanalys.....	365

Sammanfattning

Utredningens uppdrag innefattar två huvudområden:

- Att genomföra en översyn av behovet av åtgärder för en bättre hushållning med naturresurser och bedöma behovet av effektivitetsmål avseende användningen av sådana resurser.
- Att därvid studera och bedöma sambanden mellan ekonomisk tillväxt, naturresursförbrukning och miljöpåverkan.

I direktiven framhålls också att bedömningen skall göras utifrån en granskning och utvärdering av de beräkningar och antaganden som gjorts i fråga om bl.a. faktor 10-begreppet. Utredningen har sett det som en viktig deluppgift att granska de många begrepp och mätmetoder, som har lanserats i diskussionen om hushållning med råvaror och energi. Granskningen görs i anslutning till en diskussion av de brister i ekonomins funktionssätt, som kan motivera statliga ingrepp i hushållningen med naturresurser.

Utredningen har haft som utgångspunkt att politik för resurs-hushållning syftar till att nå en hållbar utveckling i ett globalt perspektiv. Diskussionen i betänkandet är i huvudsak inriktad på frågor om ekologisk hållbarhet.

Resurseffektivitet kan definieras som material- och energiproduktivitet. Det är m.a.o. ett produktivetsmått av samma slag som arbetsproduktivitet (produktion per arbetstimme) och som syftar till att beskriva naturresursförbrukning per enhet produktion eller slutlig konsumtion. I grunden handlar det således om hushållning med naturresurser – produktionsfaktorn ”land” i klassisk ekonomisk terminologi, som förutom mineraltillgångar, produktiv mark och ekosystem innefattar t.ex. ren luft och rent vatten. Men brist på data gör att hushållningen till stor del måste beskrivas ett steg längre fram i produktionskedjan, genom att belysa dels användningen av råvaror och olika energibärare, dels utsläppen av restprodukter.

Hushållningsproblem och mätmetoder

Marknadshushållningen har brister då det gäller utnyttjandet av naturresurser och fördelningen av resurser mellan generationer. De viktigaste och mest näraliggande problemen gäller situationen för förnybara resurser. Biodiversiteten är hotad i flera sammanhang genom överutnyttjande och utsläpp, och därmed riskerar värdefull genetisk information att gå förlorad. Riskerna för en plötsligt uppkommande brist på mineraler och andra lagerresurser (icke förnybara resurser) kan emellertid bedömas vara små. Om en bristsituation skulle uppstå stiger priset, vilket aktiverar anpassningsmekanismer som återvinning och ersättning med andra material. I en del fall t.ex. för fossila bränslen tvingas dock en minskad användning fram i ett tidigare skede av risker för miljöpåverkan.

Material- och energianvändningens sammansättning är avgörande för miljöpåverkan och uttömningsrisker. Innehållet i många produkter (t.ex. då det gäller miljöfarliga kemikalier) är relativt okontrollerat med avseende på beståndsdelar och deras miljöpåverkan. Politikens utformning på detta område kräver en omfattande kunskapsuppbyggnad, inte minst då det gäller "skadekostnader" av olika slags materialanvändning och spridning av restprodukter.

Mått på miljöpåverkan behövs för att kunna prioritera insatser för en förbättring av miljötilståndet och samtidigt göra en avvägning mot andra mål i samhället. Det finns fördelar och nackdelar att väga samman olika effekter till något slags totalmått. En fördel kan vara att måtten är lättkommunicerade och entydiga. Nackdelar är att mycket information går förlorad på vägen och att sammanvägningen, som ofta innehåller ett mått av värderingar, överläts till experter. För mer obearbetade mått, som de flesta indikatorer, lämnas i stället mycket av tolkningsarbetet på mottagarna (t.ex. politiska beslutsfattare).

Bland de mått som beskrivs och diskuteras i betänkandet återfinns såväl "totalmått", med sammanvägning i t.ex. ton eller kronor som system av miljöindikatorer och/eller sociala indikatorer. Enligt utredningens uppfattning ger faktor 10 och andra målformuleringar och mått, som baseras på en summering av naturresursanvändning i fysiska termer, inga väsentliga bidrag till utformning av politik inriktad på hållbar utveckling.

För de monetära måtten – värdet av naturkapital, miljöjusterad nationalprodukt och nationalförmögenhet – är huvudproblemet att få en säker uppfattning om vilka miljöskador som orsakas av exempelvis olika slags emissioner och relevanta värden på dessa miljö-

skador. Dessa mått har den största potentialen för utveckling. Samtidigt visar exempelvis Kemikalieinspektionens riskindex att det på ett meningsfullt sätt går att väga ihop olika effekter i andra enheter än pengar, och att det är viktningen som är central för att underlätta en effektiv politik.

Ekonomisk tillväxt, resursanvändning och miljöpåverkan

Det finns två delvis motverkande krafter när det gäller den ekonomiska tillväxtens miljöpåverkan; effektivare användning av resurser och ökad slutlig efterfrågan på varor och tjänster vid stigande inkomster. Hittills har volymeffekten av stigande inkomster varit starkast, dvs. resurseffektiviseringen har "ätits upp" av ökande konsumtion.

Hypotesen om en s.k. miljöKuznetskurva innebär, att miljöproblemen i olika länder (t.ex. utsläpp av miljöpåverkande ämnen) tenderar att öka upp till en viss inkomstnivå per capita för att sedan minska med stigande inkomst. De studier som redovisats i betänkandet ger inte något generellt stöd för denna hypotes. Däremot kan samband som liknar en sådan kurva i en del fall skönjas på mer detaljerad nivå, t.ex. för svavelutsläpp.

Det finns två konkurrerande hypoteser beträffande samband mellan miljöpolitik och konkurrenskraft:

- dels att skärpta miljökrav/miljöregleringar i ett land skulle innebära att produktion flyttas till länder med lägre miljökrav,
- dels att skärpta miljökrav kan stärka ett lands konkurrenskraft genom att stimulera innovationer, snabb teknisk utveckling och effektiv användning av resurser.

Ingen av de refererade empiriska studierna har kunnat visa på något tydligt stöd för någon av hypoteserna. Genomgående påpekas att miljöskyddskostnaderna i allmänhet är för små i jämförelse med andra kostnader för att kunna påverka beslut om lokaliseringen av investeringar och produktion. Det bör dock noteras att alla dessa studier har utgått från de miljökrav som tillämpas i dag, när det i praktiken inte finns särskilt stora skillnader mellan miljöskyddskraven i OECD-länderna.

Råvaruförbrukningen per producerad enhet (slutlig efterfrågan eller förädlingsvärde i fasta priser) i Sverige har minskat betydligt sedan mitten av 1950-talet, särskilt användningen som insatsvaror i näringslivets produktion. Det handlar där om ungefär en halvering

räknat över hela perioden. Men samtidigt har produktionsvolymen i näringslivet mer än tredubblats. Det betyder att råvaruanvändningen i absoluta tal (räknad i fasta priser) 1996 var ungefär 50 % högre än 1957. Höjningen av materialproduktiviteten har m.a.o. inte varit tillräcklig för att uppväga volymeffekten (tillväxtens inverkan på råvaruanvändningen).

En viktig fråga vid bedömning av hållbarhetsaspekten är i vad mån ökad knapphet på råvaror – manifesterad i stigande relativa priser på råvarorna – driver fram materialhushållning och höjd materialproduktivitet. Utvecklingen i Sverige de senaste 40 åren ger dock knappast någon ledning för att belysa den frågan. Relativpriset på råvaror i genomsnitt har i själva verket sjunkit under perioden. Möjligen kan en jämförelse mellan delperioderna 1957–1980 och 1980–1996 ge stöd för att relativprisutvecklingen haft viss inverkan. Under den första delperioden, då relativpriserna på råvaror steg, ökade materialproduktiviteten med närmare 2 % per år. Efter 1980, då relativpriset på råvaror sjunkit markant, är motsvarande ökningstakt endast ca 1 % per år.

Sammansättningsförändringar i näringslivets produktion har varit den dominerande orsaken till höjd materialproduktivitet. Dessa förändringar har inneburit en omfördelning i riktning mot arbetskrafts- och kunskapsintensiv produktion av varor och tjänster.

Mest utmärkande för energianvändningens utveckling i Sverige under den senaste 30-årsperioden har varit övergången från olje- till elanvändning. Undantaget är transportsektorn, där energitillförseln fortfarande domineras av petroleumprodukter.

Övergången från olja till el, i kombination med omfördelningen inom elproduktionen mot ökad andel kärnkraft, gör det svårt att mäta och beskriva utvecklingen av den totala energianvändningen på ett entydigt sätt. Båda förändringarna innebär att verkningsgraden i tillförselledet sänks (omvandlingsförlusterna ökar). Räknad exklusive kärnkraftens omvandlingsförluster har energiförbrukningen i Sverige varit i stort sett oförändrad mellan 1970 och 1998 – inklusive dessa noteras en ökning med 35 % mellan 1970 och 1998.

Energiproduktiviteten i industrin har stigit med 1,5 % per år. En betydligt snabbare produktivitetshöjning än genomsnittet noteras för järn- och stålindustrin, där förändringar i produktsammansättningen mot större andel specialstål bidragit till att höja såväl energi- som materialproduktiviteten.

Den klart svagaste produktivitetens utvecklingen för energi under den aktuella perioden noteras i transportsektorn, inklusive hushåll-

lens egen produktion av transporter. Utvecklingen under de senaste årtiondena har inneburit att transporternas andel av den totala energianvändningen i Sverige – och givetvis i än högre grad deras andel av oljeförbrukning och koldioxidutsläpp – har ökat i mycket snabb takt.

Under de senaste årtiondena har ett flertal studier presenterats, som visat på stora potentiella energibesparingar genom effektivisering av företagets och hushållens energianvändning. Det har också hävdats att många energisparåtgärder inte genomförs, trots att de är både privatekonomiskt och samhällsekonomiskt lönsamma. Då dessa potentialbedömningar utgjort underlag för utformning av energipolitiken är det av stort intresse granska de metoder och statistiska underlag som legat till grund för bedömningarna. Utredningens slutsatser av denna granskning är att dessa bedömningar har stora brister. Framförallt kostnadsuppskattningar saknas i stor utsträckning och i den mån det finns sådana är dessa inte fullständiga.

Utsläppen av koldioxid i Sverige är nu ungefär sju gånger så stora som för 100 år sedan. I genomsnitt har utsläppen under 1900-talet ökat i ungefär samma takt som den samlade produktionen av varor och tjänster. Skillnaderna mellan olika delperioder är emellertid mycket stora. Med undantag för den markanta nedgången under världskriget var ökningstakten tämligen jämn (ca 2,3 % per år) mellan 1900 och 1960. Från 1960 inträffade emellertid en dramatisk ökning – på 10 år ökade utsläppen med 150 % eller nära 10 % per år. Huvudorsaken var privatbilismens snabba expansion, men också industrins utsläpp ökade kraftigt. Under 1980-talet följde en snabb nedgång i samband med oljeersättning i industri- bostads- och tjänstesektorerna. Från slutet av 1980-talet synes koldioxidutsläppen ha stabiliserats.

Varuproduktion för export svarar nu för ca 40 % av utsläppen att jämföras med 15–20 % under åren fram till 1950-talet. Utvecklingen av utrikeshandeln de senaste årtiondena har inte inneburit att utsläpp av koldioxid flyttat från Sverige till andra länder snarare är tendensen den motsatta. Sveriges utrikeshandel bidrar, tack vare vår relativt sett rena industriproduktion, också till att våra handelspartners miljöpåverkan blir lägre än vad som annars vore fallet vad gäller svaveldioxid och koldioxid.

Naturresurshushållning i ett framåtriktat perspektiv

Utredningen har gjort modellkalkyler avseende samband mellan tillväxt och naturresursanvändning i tidsperspektivet fram till år 2030. Trots de invändningar som från metodsynpunkt kan riktas mot sådana kalkyler, illustrerar de några viktiga förutsättningar för naturresurs- och miljöpolitiken de närmaste årtiondena.

Om den nuvarande miljöpolitiken behålls i huvudsak oförändrad – t.ex. då det gäller skattesatser för energi och emissioner – är det sannolikt att råvaruanvändning, energianvändning och miljöpåverkande utsläpp kommer att öka betydligt. Man kan inte förvänta sig en vändning nedåt som en spontan anpassning vid oförändrad politik. Den eventuella förekomsten av en miljöKuznetskurva får istället ses som resultatet av att ökade preferenser för miljö ger utslag i en miljöfrämjande politik.

En väsentlig skärpning av miljöpolitiken – exempelvis koldioxidbeskattningen – krävs, om man vill åstadkomma en minskning av fossil bränsleanvändning och miljöpåverkande utsläpp i absoluta tal under de närmaste årtiondena. Om en sådan politikförändring kan genomföras stegvis och i samarbete med andra länder, behöver den dock inte ge några dramatiska effekter på näringslivets struktur eller hushållens konsumtionsmöjligheter.

I betänkandet redovisas också resultat från två fallstudier, som avser resurshushållning och potentiella effektivitetsvinster i sektorerna skogsbruk och fiske. En slutsats är att överhållning av skogsmark skulle kunna förbättra koldioxidbindning och lavproduktion. En generellt ökad lövinblandning skulle vara positivt för såväl biodiversitet som rekreation i svensk skog framförallt i tätortsnära områden.

Den andra fallstudien är inriktad på hushållningsproblem i fråga om dels utnyttjande av fiskresursen i allmänhet och dels laxfisket i Sverige i synnerhet. Resultaten belyser främst de problem som har att göra med frånvaro av definierade nyttjanderättigheter för naturresurser. Tendenserna till överfiskning och därmed följande förluster av genetiskt material innebär ett allvarligt problem, nationellt men framförallt globalt. Behovet av politiska ingripanden, i första hand fördelning av fiskekvoter, är också uppenbart. Situationen förvärras också genom förekomsten av subventioner till yrkesfiske i många länder.

Det svenska laxyrkesfiskets förädlingsvärde var 1998 endast 6–7 mkr. Det totala rekreationsvärdet av sportfisket efter lax kan å andra sidan skattas till mellan 10 och 50 mkr per år. Om beståndet av vildlax riskerar att helt slås ut, finns också anledning att ta hänsyn till ett s.k. existens- eller bevarandevärde förknippat med vildlaxen. Om varje svensk är beredd att betala ungefär 1 kr per år, motsvarar det grovt sett yrkeslaxfiskets (havsfisket) hela bidrag till BNP.

Målformuleringar och styrmedel

Den svenska miljöpolitiken har byggts upp successivt under de senaste 30–40 åren. Den utgör ett komplicerat system av prispåverkande åtgärder, regleringar och statliga och kommunala resursinsatser.

De miljöpolitiska insatserna har varit framgångsrika på många områden. Utsläppen från de stora punktkällorna har minskat kraftigt. Utbyggnaden av avloppsreningsverk har hejdat övergödningen av sjöar och vattendrag. Städernas luft har förbättrats i hög grad, bl.a. genom satsningar på fjärrvärme och åtgärder för fordon och bränslen. Då det gäller många typer av miljöpåverkan har situationen förbättrats i Sverige de senaste årtiondena, medan den har fortsatt att försämrats globalt. Exempelvis fortsätter de totala utsläppen av klimatpåverkande gaser att öka relativt snabbt globalt, men i Sverige har utsläppsnivån varit tämligen stabil de senaste åren (och minskat kraftigt i ett 30 års perspektiv). Halterna av vissa miljö- och hälsofarliga kemikalier ökar dock såväl internationellt som i Sverige.

Då det gäller politikens inverkan har utredningen också speciellt studerat två delområden, nämligen dels politik för kretsloppsanpassning, dels s.k. miljöskadliga subventioner. I fråga om kretsloppspolitiken delar utredningen riksdagens revisorers bedömning:

- att miljövinster som görs p.g.a. producentansvaret behöver följas upp bättre, och
- att underlaget för regeringens beslut om nya insamlingsmål måste förbättras.

Den genomgång som gjorts av Naturvårdsverket och Riksrevisionsverket vad gäller svenska miljöskadliga subventioner bör fortsätta. Resultaten bör bilda underlag för omprövning av subventioner med anledning av deras eventuella miljöskadlighet. Det kan dessutom finnas behov av att utreda förekomsten av miljöskadliga skatter.

En huvudslutsats av utredningens överväganden är att det inte är ändamålsenligt att ställa upp specifika mål för ”resurseffektivise-

ring” – dvs. för höjning av material och energiproduktivitet – totalt i ekonomin, i bestämda regioner eller i enskilda branscher. Såväl miljöpåverkan som eventuella risker för resursuttömning bestäms av uttag och spridning av naturresurser i absoluta tal. Därför är en begränsning lika ”värdefull” då den åstadkommes genom exempelvis ändrad konsumtionsinriktning som då den är resultatet av mer naturresurssparande och miljövänlig teknik.

En central uppgift för miljöpolitiken kan formuleras som att åstadkomma en s.k. internalisering av kostnader för produktionens och konsumtionens miljöpåverkan, så att de företag och hushåll som förorsakar den också får bära de fulla samhällsekonomiska kostnaderna.

På många områden finns troligen kritiska belastningsgränser, dvs. miljöskadorna ökar dramatiskt vid vissa nivåer för utsläppen eller de över tiden ackumulerade utsläppen. Tillsammans med osäkerhet om skadefunktionerna ger detta starka skäl för att ställa upp kvantitativa mål (maximigränser) för utsläpp och spridning av olika ämnen. Avgiftspolitik kan vara en alltför osäker metod då det gäller att uppfylla sådana kvantitativa mål; i stället kan någon form av ransonerings eller kvotering vara nödvändig. I en del fall blir det fråga om förbud, t.ex. då det gäller användning och spridning av mycket miljöfarliga ämnen (miljögifter). I andra fall handlar det i stället om att fördela rättigheter, t.ex. fiskekvoter eller utsläppsrätter för koldioxid. För att målet skall kunna uppnås till lägsta kostnad är det viktigt att rättigheterna kan göras överlåtbara.

De kvantitativa målen måste omprövas allteftersom ny kunskap och information framkommer om skadekostnader och/eller åtgärds-kostnader. Om skatter eller avgifter utnyttjas som styrmedel, måste deras nivå anpassas fortlöpande så att totala resursuttag eller utsläpp uppfyller maximikraven.

Politiken bör således inriktas på att vidareutveckla de styrmedel, som syftar till att internalisera miljökostnader av naturresursanvändning och att uppnå mål i absoluta tal för reducering av olika slags emissioner. Sådana styrmedel bidrar till effektivisering av användningen (höjd material- och energiproduktivitet) men samtidigt också till andra anpassningar som minskar produktionens och konsumtionens anspråk på naturresurser och deras negativa inverkan på miljön. De gör det möjligt att nå uppställda mål till lägsta samhällsekonomiska kostnad. Det innebär också att de skapar bästa möjliga förutsättningar för att uppfylla det hållbarhetskrav, som förutom den ekologiska dimensionen också innefattar sociala och ekonomiska aspekter.

Summary

The committee of inquiry has had two main tasks:

- to review the need for action to achieve greater efficiency in our use of natural resources and to assess the need for efficiency goals in this respect.
- to study and assess the connection between economic growth, the use of natural resources and environmental impact.

The committee's directive emphasises that assessment is to be based on the scrutiny and evaluation of estimates and assumptions made concerning, among other things, the Factor 10 concept. The committee has viewed the scrutiny of the numerous concepts and measurement methods that have been developed as part of the discussion on the management of natural resources as an important part of its assignment. This review has been performed in connection with a discussion on market failures, which may justify state intervention concerning the management of natural resources.

The committee's point of departure has been that resource management policies are aimed at achieving sustainable development in a global perspective. The discussion in the committee report ostensibly covers matters relating to ecological sustainability.

Resource efficiency can be defined as material and energy productivity. In other words, it is a measure of productivity similar to labour productivity (production per working hour) and aims to describe natural resource use per unit of production or final consumption. It is therefore basically a question of natural resource management – the production factor "land" in classic economic terminology, which includes factors such as clean air and water as well as mineral assets, productive land and ecosystems. A lack of data however means that resource management has mostly to be described one step further along the production chain, by focusing

on both the use of raw materials and different energy carriers as well as emissions/discharges of waste products.

Resource management problems and measurement methods

The market economy displays shortcomings when it comes to the use of natural resources and the distribution of resources among generations. The most important problem lying closest to hand concerns renewable resources. In several respects, biological diversity is under threat due to overuse and emissions and valuable genetic data may therefore be lost. The risk of a sudden shortage of minerals and other non-renewable resources may however be regarded as rather low. If such a situation should occur, the price of such resources would rise, triggering adjustment mechanisms such as material recovery and substitution. In some cases, however, such as regarding fossil fuels, a reduction in use will be forced upon us at an earlier stage due to the risk of environmental impact.

The structure of material and energy use is the determining factor with regard to environmental impact and the possible exhaustion of resources. The contents of many products (concerning hazardous chemicals, for example) go relatively unchecked with regard to their components and the environmental impact they cause. Policy development in this area requires the accumulation of considerable knowledge, not least when it comes to the "damage costs" of different types of material use and the spread of waste products.

Measurements of environmental impact are needed to be able to prioritise actions to improve the state of the environment and at the same time weigh up the pros and cons in relation to other goals in society. There are both advantages and disadvantages in aggregating the various effects and producing some kind of total measurement. One advantage might be that such measurements are both easy to communicate and unequivocal. The disadvantages are that a great deal of information is lost along the way and that the weighing-up process, which often includes value judgements, is left to experts. It is left up to the recipients (e.g. political decision-makers) to interpret more unprocessed measurements, such as the majority of indicators.

Both "total measurements", summarised in e.g. tonnes or monetary terms, and environmental and/or social indicators are among the measurements described and discussed in the committee report. It is the committee's opinion that Factor 10 and other goal definitions and

measurements that are based on a summation of natural resource use in physical terms do not make any significant contribution to the development of sustainable development policies.

Concerning the monetary measurements such as the value of natural capital, environmentally adjusted GDP and national capital, the main problem is being able to obtain an accurate picture of the types of environmental damages caused for example by different types of emissions and attaching a relevant value to each of these. These measurements have the greatest potential for development. At the same time, the National Chemicals Inspectorate's risk index proves that it is possible to assess different effects in terms of units other than just money in a meaningful way and that it is the weighting that is the key to developing an effective policy.

Economic growth, resource use and environmental impact

There are two forces that partly counteract each other concerning the environmental impact of economic growth; the increasing efficiency in the use of resources and growing end-user demand for products and services when incomes increase. Up to now, the volume effect of rising incomes has been the stronger, i.e. resource-efficiency has been "eaten up" by increased consumption.

The so-called environmental Kuznet's curve hypothesis implies that environmental problems in different countries (e.g. emissions of substances that affect the environment) tend to increase up to a certain per capita income level and then decrease as income rises further. The studies described in the committee report do not offer any support in general for this hypothesis. However, connections resembling such a curve can be perceived in certain cases on a more detailed level, such as regarding sulphur emissions.

There are two competing hypotheses concerning the connection between environmental policy and competitiveness.

- firstly, that a tightening of environmental requirements/regulations in one country might lead to production being transferred to other countries with more relaxed requirements.
- secondly that tighter environmental requirements can strengthen a country's competitiveness by stimulating innovation, accelerating the development of technology and efficient resource use.

None of the empirical studies referred to have been able to lend any significant support to either of these hypotheses. It is consistently pointed out that the costs of environmental protection are generally too small compared to other costs to influence decisions about where investments are made and where production is located. It should be noted however that all these studies have had the currently applicable environmental requirements as their starting-point, when there are in practice no particularly significant differences between environmental requirements among OECD countries.

Raw material consumption per unit produced (end-user demand or value added at constant prices) in Sweden has decreased significantly since the middle of the 1950s, especially its use as input goods in business sector output. Considered over the whole period, this represents a reduction of approximately 50 per cent. At the same time, however, production volume in the business sector has more than tripled. This means that raw material use in 1996, calculated as absolute values (i.e. as fixed prices), was about 50 per cent higher than in 1957. In other words, the increase in material productivity has not been sufficient to neutralise the volume effect (the effect of growth on raw material use).

When assessing the sustainability aspect, an important question is to what extent increased scarcity of raw materials – manifested in rising relative prices of raw materials – spurs on material efficiency and better material productivity. Looking at development in Sweden over the last forty years hardly provides us with any answers to this question. The relative price of raw materials has, on average, actually fallen during the period. Comparing the periods 1957–1980 and 1980–1996 may support the claim that the relative price development has had a certain effect. During the first period (1957–1980), when the relative prices of raw materials increased, material productivity rose by nearly two per cent per year. After 1980, when the relative price of raw materials fell markedly, the equivalent rate of increase was only about one per cent per year.

Changes in the composition of business sector output have been the dominant cause of increased material productivity. These changes have led to a shift towards the production of goods and services which are both labour-intensive and contain a high degree of knowledge.

The most prominent trend concerning energy use in Sweden over the last 30 years has been the transition from oil to electricity use. The transport sector provides the exception, however, where energy supply is still dominated by petroleum products.

The transition from oil to electricity, combined with the redistribution of energy production towards a greater proportion of nuclear power, makes it difficult to measure and describe the total energy use trend unequivocally. Both changes mean that the degree of efficiency in the supply stage is dropping (conversion losses are on the increase). If we exclude the conversion losses associated with nuclear power production from our calculations, energy consumption in Sweden has basically remained unchanged between 1970 and 1998. If we include them, we can see an increase between 1970 and 1998 of 35 per cent.

Energy productivity in industry has risen by 1,5 per cent per year. In the iron and steel industry, productivity has risen at a much faster rate than the average. Here, changes in product composition towards a greater proportion of high-grade steel has helped to increase both energy and material productivity.

Clearly the weakest development in energy productivity over the period in question has been in the transport sector, which includes transport effected by households. Over the last few decades, the trend has been for transport's share of total energy use in Sweden – and obviously its even higher share of oil consumption and carbon dioxide emissions – to increase at a very rapid pace.

A number of studies have been presented over the last few decades, pointing to major potential energy savings being achievable through the more efficient use of energy by both companies and households. The claim has also been made that many energy-saving measures are never implemented despite them being economically profitable both for the individual and for society at large. As these assessments of potential savings have constituted the basis of energy policy, it is important to scrutinise the methods and statistics on which they are founded. The committee concludes that these assessments possess major shortcomings. Above all, there is a considerable lack of cost estimates and where such estimates exist, they are incomplete.

Carbon dioxide emissions in Sweden are now about seven times what they were 100 years ago. On average, emissions have increased during the 20th century at the same rate as total production of goods and services. There are, however, major differences between the various periods of the century. With the exception of a marked drop during the First and Second World Wars, the rate of increase has been reasonably even (about 2–3 per cent per year) between 1900 and 1960. From 1960 onwards, there was a dramatic rise of more than 150 per cent over a ten-year period, which repre-

sents an annual increase of nearly ten per cent. The main reason for this was the dramatic expansion of private motoring, though industrial emissions also went up considerably over the same period. During the 1980s, emissions decreased considerably in connection with the emergence of oil substitutes within industry, housing and the service sector. From the end of the 1980s onwards, carbon dioxide emissions seem to have stabilised.

The production of goods for export is now responsible for about 40 per cent of carbon dioxide emissions compared to 15–20 per cent prior to 1950. Developments in export trade over the last few decades have not led to carbon dioxide emissions being transferred from Sweden to other countries – indeed the opposite tends to be true. Thanks to our relatively clean industrial production, Sweden's export trade also helps its trade partners to keep down their environmental impact which would otherwise be considerably more significant concerning sulphur dioxide and carbon dioxide.

Resource management in a forward-looking perspective

The committee has carried out model calculations regarding the connection between growth and natural resource use in a time perspective up to the year 2030. Despite the many objections that can be raised against the method used to make such calculations, they still illustrate some important prerequisites for natural resource management and environmental policy over the next few decades.

If we continue to pursue current environmental policy, for example when it comes to the tax rates for energy and emissions – the use of raw materials and energy as well as environmentally harmful emissions will in all likelihood rise considerably. We cannot expect a spontaneous downturn if policy remains unchanged. The possible occurrence of an “environmental Kuznet's curve” should instead be seen as the result of people's increased preferences for the environment manifesting itself in more environment-promoting policies.

A considerable tightening of environmental policy – for example carbon dioxide taxation – is required if we wish to achieve reductions in fossil fuel use and environmentally harmful emissions in absolute terms over the next few decades. If such a change in policy can be effected gradually and in cooperation with other countries, it should not have any dramatic effects on business sector structure or households' consumption capabilities.

The committee report also contains the results of two case studies on resource management and potential efficiency gains in the forestry and fisheries sectors. One conclusion is that extending the rotation period of forest land would improve the forest's capacity to absorb carbon dioxide and increase lichen growth. An increased proportion of deciduous trees would both have a positive effect on biological diversity and improve conditions for recreation in Swedish forests, especially those adjacent to urban areas.

The other case study looks at the problems of resource management with regard to both the utilisation of fish stocks in general and salmon fishing in Sweden in particular. The results shed light in particular on those problems caused by the absence of defined property rights for the use of natural resources. The tendency towards over-fishing and the consequent loss of genetic material present a serious problem nationally and in particular globally. There is an obvious need for political intervention, primarily through the allocation of fishing quotas. The situation is made worse by many countries awarding subsidies to their fishermen.

In 1998, the Swedish salmon fishing industry's share of value added was only SEK 6–7 million. On the other hand, the total value of salmon caught for recreation is estimated at between SEK 10 and 50 million per year. As we consider the prospect of the extinction of wild salmon, there is also reason for us to contemplate the so-called existence and preservation value associated with wild salmon. Every Swede being prepared to pay about SEK 1 every year roughly equals the salmon-fishing industry's (sea fisheries) total contribution to GDP.

Goal definitions and policy levers

Swedish environmental policy has been gradually built up over the last 30–40 years. It consists of a complex system of measures affecting price, regulations and the provision of resources both on the state and the municipal levels.

Environmental policy measures have been successful in many areas. Emissions from major point-sources have been reduced considerably. The expansion of waste-water treatment plants has stemmed eutrophication in lakes and watercourses. Urban air quality has improved to a great extent, due to investment in district heating facilities and measures directed at vehicles and fuels, among

other things. The situation in Sweden regarding many types of environmental impact has improved over the last few decades, whereas it has continued to deteriorate globally. For example, total emissions of greenhouse gases have continued to rise relatively quickly on a global scale, but Swedish emission levels have been fairly stable over the last few years (and have decreased considerably in a 30-year perspective). Levels of certain toxic and eco-toxic chemicals are however rising both internationally and in Sweden.

As part of its assignment to look at political aspects, the committee has studied two policy areas in particular: eco-cycle adaptation policy and so-called environmentally harmful subsidies. Concerning eco-cycle adaptation policy, the committee agrees with the assessment made by the parliament auditors.

- that the environmental gains made as a result of the introduction of producer responsibility need to be followed up in a better way, and
- that the basis of the Government's decisions on new recovery targets must be improved.

The review of Swedish subsidies that have a harmful effect on the environment, carried out by the Swedish Environmental Protection Agency and the National Audit Office, should continue. The results should form the basis for reassessing the subsidies considering their possible negative effects on the environment. There may also be a need to look at the existence of environmentally harmful taxes.

A main conclusion reached by the committee that is not appropriate to set up explicit resource efficiency targets, neither concerning the economy as a whole, in specific areas, nor within individual industries. Both environmental impact and the possible exhaustion of resources are determined by the extraction and dispersion of natural resources in absolute terms. A reduction is therefore just as "valuable", whether it is achieved as a result of modified trends in consumption or by more resource-efficient and environmentally friendly technology.

A fundamental task of environmental policy can be worded thus: to achieve a so-called internalisation of the costs of the environmental impact of production and consumption, so that companies and households that cause it have to bear the full socio-economic costs.

In many areas, there are probably critical load limits, i.e. environmental damage increases dramatically when certain (accumula-

tive) emission levels are reached. Together with the uncertainty surrounding the consequences of environmental damage, this provides good grounds for the establishment of quantitative targets (maximum limits) for emissions and spread of various substances. Implementing policies involving fees or charges may be an uncertain way of meeting such quantitative targets. Instead, some form of rationing or allocation of quotas may be necessary. In some cases, it will be a question of introducing a ban, for example concerning the use and spread of hazardous substances. In other cases, it is a question of allocating rights, e.g. fishing quotas or carbon dioxide emission rights. To achieve the goal at the least possible cost, it is important to make these rights transferable.

The quantitative targets must be reviewed as new knowledge and information emerge on the costs of environmental damage and/or of combative measures. If taxes and fees are used as policy levers, their level must be constantly adapted so that total extraction or emissions fulfil the maximum requirements.

Policy should therefore aim to further develop these levers, which aim to internalise the environmental costs of natural resource use and to achieve targets in absolute terms for the reduction of certain kinds of emissions. Such policy levers contribute not only to greater resource efficiency (improved material and energy productivity) but also to other adjustments which reduce the demands of production and consumption on natural resources and their negative impact on the environment. They enable established goals to be achieved at the least possible socio-economic cost. They also provide the best possible prerequisites for achieving the requirement for sustainability, which not only covers the ecological dimension but also social and economic aspects.

1 Utredningsuppdraget

1.1 Utgångspunkter

Utredningens uppdrag kan sammanfattas i följande fyra punkter:

- Att genomföra en översyn av behovet av åtgärder för en bättre hushållning med och effektivare användning av naturresurser, inkl. bl.a. energiråvaror, i syfte att nå en hållbar utveckling i ett globalt perspektiv.
- Att därvid studera och bedöma sambanden mellan ekonomisk tillväxt, naturresursförbrukning och miljöpåverkan.
- Att arbeta med utgångspunkt i en analys av vilken grad av resurseeffektivisering som är önskvärd och möjlig på lång och kort sikt. Bedömningen skall göras utifrån en granskning och utvärdering av de beräkningar och antaganden som gjorts i fråga om bland annat faktor 10-begreppet.
- Att bedöma behovet av effektivitetsmål på nationell nivå på kort och lång sikt. Om utredaren finner det lämpligt skall han föreslå sådana mål, och dessutom föreslå ytterligare åtgärder som kan aktualiseras för t.ex. kommuner, näringsliv och medborgarna, om så bedöms nödvändigt för att uppnå dessa mål.

En viktig utgångspunkt för utredningens arbete är således, att politik för resurshushållning ytterst syftar till att åstadkomma en hållbar utveckling i ett globalt perspektiv. Det finns många definitioner av hållbar utveckling. Den mest kända, som också valts som utgångspunkt i utredningens direktiv, har sitt ursprung i Brundtlandkommissionens rapport *Our common future* från 1987:

En hållbar utveckling kan definieras som en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra framtida generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov. Det inrymmer två nyckelbegrepp:

- begreppet behov, särskilt de grundläggande behoven hos världens fattiga måste ges högsta prioritet, och
- tanken att teknologinivå och samhällsorganisation utgör begränsningarna av miljöns möjligheter att tillfredsställa nuvarande och kommande behov.

Definitionen av hållbar utveckling är således starkt inriktad på frågor om välfärdens fördelning, mellan generationer men också inom generationer, mellan rika och fattiga. Denna dubbla fördelningsproblematik betonas också starkt vid användning av begrepp sådana som faktor 10.

Den andra huvudpunkten ovan – samband mellan ekonomisk tillväxt, naturresursförbrukning och miljöpåverkan – skall enligt direktiven belysas såväl i ett historiskt perspektiv som genom framåtriktade beräkningar. De senare kan belysa vilken naturresursanvändning och miljöpåverkan som kan antas bli resultatet av olika antaganden om framtida ekonomisk tillväxt och utveckling av "ekoeffektivitet". När det gäller utvecklingen i Sverige är miljöräkenskaper och materialflödesstatistik, som har utvecklats inom bl.a. Statistiska centralbyrån, viktiga informationskällor. Utredningens diskussion av sådana samband (i betänkandets del 2) kommer till stor del att få formen av inventering av existerande dataunderlag på området. Andra viktiga källor är input-outputstatistik, energistatistik och s.k. historiska nationalräkenskaper.

En viktig deluppgift i anslutning till den tredje frågan ovan är att inventera och granska de många begrepp och mätmetoder, som har lanserats i diskussionen av resurseffektivisering och naturresurshushållning. Redan begreppen resurseffektivitet och resurseffektivisering behöver preciseras, och den begreppsdiskussionen förs i nästa avsnitt. Innebörd och relevans av begreppen faktor 4 och faktor 10 och till dem knutna mätmetoder behandlas i del 1 av betänkandet, liksom andra begrepp och mått med anknytning till naturresurshushållning.

Denna begreppsexercis skall bedrivas i anslutning till utredningens analys av de problem eller brister i ekonomins funktionssätt, som kan motivera statliga ingrepp, särskilt inriktade på hushållningen med naturresurser. Ett syfte med den diskussionen är att kunna ta ställning till frågan om behovet av effektiviseringsmål med avseende på användningen av råvaror och energi.

Analysen av hushållnings- och fördelningsproblemen är i sin tur en utgångspunkt för utredningens överväganden om eventuella åtgärdsförslag. Dessa överväganden måste dessutom grundas på en genomgång av den nuvarande svenska miljö- och energipolitiken.

För denna utredning blir huvudfrågan – som skall behandlas i del 4 av betänkandet – om det finns vägande skäl för åtgärder/styrmedel specifikt inriktade på att effektivisera företags och hushålls användning av råvaror och energi. Om sådana åtgärder föreslås, skall utredningen enligt direktiven analysera deras samhällsekonomiska konsekvenser och utvärdera deras statsfinansiella kostnader och intäkter.

Resurseffektivitetsutredningen är en av flera, pågående eller nyligen avslutade utredningar i Sverige med inriktning på frågor om hållbar utveckling och uppfyllande av miljöpolitiska mål. Bland andra utredningar på området kan nämnas Agenda 21-kommittén, Miljömåls- och Klimatkommittéerna, Kemikalieutredningen samt utredningen om utnyttjande av Kyotoprotokollets flexibla mekanismer. Näraliggande frågor har också behandlats av Skatteväxlingskommittén och Långtidsutredningen 1999/2000. Härtill kommer att ett omfattande miljöinriktat utredningsarbete bedrivs av Miljövårdsberedningen liksom inom Naturvårdsverket och andra myndigheter. Diskussionen i detta betänkande kommer att anknyta till resultat från dessa utredningar och från utredningsarbete i andra länder och internationella organisationer.

1.2 Vad är resurseffektivitet?

Begreppen resurseffektivitet och resurseffektivisering är avsedda att beskriva hushållningen med naturresurser i produktionen av varor och tjänster. Förbättrad hushållning med naturresurser – lika väl som med exempelvis arbetskraft – kan bidra till ökad välfärd och till en ekonomiskt och ekologiskt hållbar utveckling.

Resurseffektivitet är således ett mått på graden av hushållning med knappa naturresurser i företagets och hushållens produktion. Det kan definieras som material- och energiproduktivitet, dvs. som ett produktivetsmått av i princip samma slag som arbetsproduktivitet (produktion per arbetstimme). Visserligen finns viktiga skillnader mellan arbetskrafts- och naturresurser i fråga om hushållningsproblemens innebörd; skillnader som har att göra med intertemporala avvägningar, dvs. möjligheter att omfördela utnyttjandet över tiden. Ändå är produktivetsmått i båda fallen viktiga hjälpmedel för att analysera frågor om effektiv resursanvändning.

Det måste samtidigt understrykas att produktivetsmått är partiella mått, och att produktivitetshöjning för en resurs inte nödvändigtvis innebär mer effektiv hushållning totalt sett. Höjningar

av arbetsproduktiviteten som skulle kräva mycket stora kapitalinsatser är ett exempel. Som också framhålls i direktiven måste hänsyn tas till hur åtgärder för att minska åtgången av en viss resurs påverkar användningen av samhällets övriga resurser – arbetskraft och kapital lika väl som övriga naturresurser.

I likhet med alla andra produktivitetmått är resurseffektivitet ett relativmått. Det anger naturresursförbrukning per enhet produktion, per enhet slutlig konsumtion, eller möjligen per enhet konsumtionsnytta/behovstillfredsställelse. Faktor 10, liksom de mål som har lagts fast för svensk miljöpolitik, handlar om begränsning av resursförbrukning och miljöpåverkande utsläpp i absoluta tal. Det betyder att de knyts till storheter som påverkas inte bara av produktiviteten (den relativa förbrukningen) utan också av befolkningstillväxten och konsumtionens utveckling över tiden.

Produktivitetshöjning/resurseffektivisering kan uppkomma genom ett antal olika anpassningsmekanismer, med eller utan medverkan från politiska styrmedel.

A. Förändringar av företags produktionsmetoder, som innebär att samma vara eller tjänst framställs med mindre insats av naturresurser (material och/eller energi) per producerad enhet.

En anpassning av företagets produktionsmetoder, som ökar utnyttjandegraden för deras kapitalutrustning, kan också bidra till höjd materialproduktivitet i samhället. I en del fall kan detta också gälla beträffande åtgärder som ökar kapitalutrustningens ekonomiska livslängd. Här finns emellertid en motverkande faktor, om användning av mer modernt realkapital samtidigt medger mer ”ressursnål” produktion. Resurshushållning genom förändrad produktionsteknik kan kartläggas och belysas endast genom undersökningar på detaljerad företags- eller anläggningsnivå. Potentialen för sådan produktivitetshöjning har behandlats bl.a. i IVA-studien ”Möjligheter och hinder på väg mot faktor 10 i Sverige”. I statistiska undersökningar, byggda på t.ex. input-outputdata, finns däremot inte möjligheter att särskilja teknikeffekterna från effekter på resursåtgången av ändrad produktsammansättning inom branscher eller varugrupper (jämför punkt C nedan).

B. Förändringar av hushållens resursanvändning, som innebär att samma konsumtionstjänster framställs med mindre energiinsats eller med hjälp av varor med lägre material- och energiinnehåll.

Frågan om resurshushållning i hushållen – vid produktion av arbets- och fritidsresor, belysning, inomhusklimat med mera – innefattar ett antal delproblem, som har behandlats bland annat i transport- och energipolitiska utredningar. Till en del handlar det naturligtvis om ett samspel med förändringar på företagets utbudssida, t.ex. om tillgång och priser på bränsle- och materialsnåla bilar och hushållsapparater eller på tillgängliga alternativ för bostadsuppvärmning. Men frågan gäller i hög grad också rationaliteten i och informationsunderlaget för hushållens egna val mellan de tillgängliga alternativen. Ett exempel är utnyttjandet av potentialer för energibesparing, vilket i detta betänkande skall diskuteras relativt utförligt på grundval av utredningsmaterial från Energimyndigheten.

C. Struktureffekter, dvs. förändringar av varusammansättningen hos näringslivets produktion, vilka leder till minskade åtgångstal för råvaror och energi.

Ett exempel på detta slags struktureffekter kan vara en ökad andel tjänster i produktionen och den slutliga efterfrågan. Men det kan också vara fråga om förskjutningar inom varuproduktionen, från materialkrävande till arbetskraftintensiva produkter. Betraktat på detaljerad bransch- eller varunivå rör det sig här inte om produktivitetsvinster. Men för hela näringslivet registreras en höjning av materialproduktiviteten, på samma sätt som övergången från jordbruk till industri medförde höjd arbetsproduktivitet (s.k. överflyttningssvinster).

Man kan ifrågasätta om begreppet resurseffektivisering bör innefatta sådan begränsning av naturresursanvändningen som uppkommer då den slutliga konsumtionens sammansättning förskjuts i riktning mot varor och tjänster med mindre naturresursanspråk. För denna utrednings del är emellertid utvecklingen över tiden av konsumtionens sammansättning ett viktigt undersökningsobjekt, som en del i analysen av samband mellan ekonomisk tillväxt och miljöpåverkan.

D. Ökad återvinning/återanvändning, som insatsvara eller bränsle, av resursinnehållet i varor.

Resurseffektivisering genom återvinning är ett centralt tema i forskningsprojekt och utredningar om materialflöden och kretsloppsanpassning. Här aktualiseras bland annat frågan hur olika slags producentansvar kan bidra till att öka graden av återvinning.

Så långt utgår tolkningen av begreppet resurseffektivisering från att det skall avse den sammanlagda insatsen av material eller energi. Det är också den ansats man har utgått från i argumenteringen för "dematerialisering" utifrån begrepp sådana som faktor 4 och faktor 10. Det finns emellertid starka skäl för att göra skillnad mellan olika slags naturresurser. Analysen av resursförbrukning och effektivisering måste därför till största delen bedrivas på mer detaljerad nivå, där resursslagen särskiljs med hänsyn till dels förnybarhet och risker för uttömning, dels inverkan på miljön – vid utvinning, i produktionsprocesser, under användningstiden och efter deponering. Det finns följaktligen anledning att räkna in ytterligare en form av resurseffektivisering:

E. Förändringar av produktionsmetoder och produktsammansättning, som innebär att man övergår till att använda mindre knappa eller mindre miljöstörande material och energiformer.

Det är viktigt, inte minst från miljösynpunkt, att kunna belysa omfattningen av sådan materialsubstitution. En systematisk kartläggning skulle dock kräva ett mycket detaljerat datamaterial, särskilt om man vill belysa betydelsen av användning av material (metaller och kemikalier) som också i mycket små mängder kan ge upphov till allvarliga hälso- och miljöeffekter. Viktiga dataunderlag, då det gäller materialsubstitution i Sverige, är Kemikalieinspektionens produktregister och Naturvårdsverkets data om produktionsprocesser och utsläpp i större industrianläggningar.

Det är inte utan vidare klart vilken avgränsning av naturresursbegreppet som bör tillämpas i en utredning av resurseffektivitet. Om begreppet innefattar utnyttjande av naturen (luft, vatten och ekosystem) som recipient, måste också emissioner konsekvent betraktas som resursförbrukning. Det betyder att ännu en typ av anpassning måste beaktas.

F. Effektivare rening av utsläpp och mindre miljöstörande metoder för deponering av avfall.

En huvudlinje i argumenteringen för begrepp av typen faktor 10 är att naturresursförbrukning bör mätas på inputsidan, alltså som den mängd resurser/material som förs in från naturen till produktions-systemet (teknosfären). Metoder för rening och deponering har således ingen plats i en sådan analys. Men i analyser av samband mellan ekonomisk tillväxt och miljöpåverkan är det ofrånkomligt att också dessa metoders betydelse för exempelvis luft- och vattenkvalitet kommer in i bilden.

1.3 Betänkandets innehåll och disposition

Som framgått av inledningen ser utredningen som sina huvuduppgifter:

- att inventera och utvärdera tillgänglig information om resurseffektivitet (material- och energiproduktivitet) och om samband mellan ekonomisk tillväxt, naturresursförbrukning och miljöpåverkan, samt
- att mot denna bakgrund bedöma behovet av effektiviseringsmål och av åtgärder direkt inriktade på att främja resurseffektivisering.

Betänkandet består av fyra delar. I den första delen (kapitel 2–3) diskuteras hushållningsproblemens innebörd och de krav som bör ställas på hushållningen med naturresurser med hänsyn till risker för uttömning och skadlig miljöpåverkan. Dessutom innehåller dessa kapitel en relativt utförlig genomgång och diskussion av de många begrepp, som från olika håll lanserats för att tydliggöra denna problematik.

Kravet på hållbar utveckling i ett globalt perspektiv aktualiserar frågor om välfärdsfördelning inom och mellan generationer. Utredningens probleminventering görs i första hand mot bakgrunden av de mekanismer som styr hushållningen med råvaror och andra resurser i en marknadsekonomi. En huvudfråga gäller då i vad mån prisbildningen effektivt kan hantera uttömningsrisker för icke förnybara resurser och risker för att reproduktionsförmågan i ekosystem skadas. Marknadsbrister i form av så kallade externa effekter och frånvaro av definierade rättigheter för utnyttjande av resurser liksom ofullständig information spelar då en huvudroll.

Genomgången av marknadsbrister utmynnar i en översiktlig och preliminär diskussion rörande behovet av politiska åtgärder/ styrmedel för att påverka hushållningen med naturresurser.

Genomgången av begrepp och mätmetoder avser inte enbart de s.k. faktorbegrepp, som direkt utpekas i direktiven, och till dem knutna mått. Andra direkt naturresurs- eller miljörelaterade begrepp skall också diskuteras, t.ex. ekoeffektivitet, ekologiskt fotavtryck och rättvist miljöutrymme. En annan viktig grupp av mått är sådana som representerar en vidareutveckling eller modifiering av nationalräkenskapernas ekonomiska begrepp, t.ex. miljöjusterad nationalprodukt, värdet av naturkapital och nationalförmögenhet. Kritiken av nuvarande nationalräkenskaper har dessutom lett till uppkomsten av ett antal alternativa system för sociala indikatorer, där bland annat mått på ojämnheter i inkomst- eller välfärdsfördelningen ingår. Också dessa indikatorsystem skall kommenteras här, mot bakgrund av hållbarhetskravets inriktning på fördelningen inom såväl som mellan generationer.

Betänkandets del 2 (kapitel 4–7) handlar om den historiska utvecklingen av naturresurshushållning och om samband mellan ekonomisk tillväxt, naturresursanvändning och miljöpåverkan. I kapitel 4 förs en allmän diskussion av dessa samband, grundad på existerande litteratur. Där behandlas dels hypotesen om ”miljöKuznetskurvan” avseende samband mellan inkomstnivå och miljöpåverkande utsläpp, dels de så kallade emigrations- och Porterhypoteserna beträffande effekter av resurseffektivisering och miljöpolitik på ekonomisk tillväxt och konkurrenskraft.

I de tre därpå följande kapitlen sammanfattas och diskuteras tillgänglig information om hushållningen med material och energi i Sverige. Det bör understrykas att denna information i viktiga avseenden är ofullständig och osäker. Utredningens genomgång måste därför till stor del ses som underlag för en vidareutveckling av statistiken på detta område med syfte att förbättra de framtida möjligheterna att följa och utvärdera utvecklingen i fråga om hushållning med naturresurser.

Kapitel 5 innehåller en redovisning av hushållningen med råvaror/material under de senaste årtiondena. Underlaget är input-outputstatistik, och undersökningen omfattar användningen av åtta grupper råvaror, i hela ekonomin och som insatsvaror i olika delar av näringslivets produktion. Det gäller bland annat att belysa hur den totala användningen och materialproduktiviteten har utvecklats för olika slags råvaror, och i vad mån utvecklingen kan hänföras till

teknikutveckling och struktureffekter (förändringar i produktions och efterfrågans sammansättning).

I kapitel 6 behandlas hushållningen med energi i ett ca 30-årigt tidsperspektiv. Redovisningen baseras här på ett omfattande material rörande energianvändning i olika samhällssektorer, som har sammanställts av Energimyndigheten för utredningens räkning. Viktiga undersökningsobjekt är dels trender i utvecklingen av hushållens och olika produktionssektorer totala energianvändning, dels omfördelning mellan energiformer (främst från olja till el) över den undersökta perioden. Dessutom diskuteras olika beräkningar av tekniska och ekonomiska potentialer för energibesparing och på dem baserade prognoser för energianvändningen.

Kapitel 7 handlar om utvecklingen av miljöpåverkande utsläpp från fossilbränsleförbränning och andra processer. Kapitlets första del sammanfattar en ekonomisk-historisk undersökning av bränsleanvändning och koldioxidutsläpp i Sverige i ett relativt långt historiskt perspektiv (från 1913). I den senare delen av kapitlet utnyttjas SCB:s miljöräkenskaper för att mer ingående belysa dels utvecklingen under 1990-talet av olika slags miljöpåverkande emissioner från produktionsprocesser, dels utrikeshandelns betydelse för dessa emissioner och deras geografiska fördelning.

Framställningen i betänkandets tredje del (kapitel 8–9) är inriktad på att söka belysa hushållningsproblemen i ett framåtriktat tidsperspektiv. Modellkalkyler för några olika alternativ, och avseende perioden fram till år 2030, har genomförts med hjälp av Konjunkturinstitutets simuleringsmodell EMEC. Resultaten från dessa kalkyler redovisas i kapitel 8. Kalkylerna får närmast betraktas som räkneexempel avsedda att illustrera konsekvenserna för framtida material- och energianvändning i Sverige, och för utvecklingen av vissa emissioner, vid en fortsättning av de historiska trender som observerats och redovisats i de föregående tre kapitlen. Ett annat syfte är att belysa möjliga effekter på resursanvändning och utsläpp av generellt utformade (prispåverkande) åtgärder avsedda att begränsa exempelvis utsläppen av koldioxid.

Kapitel 9 innehåller en sammanfattning av resultaten från två fallstudier, som har genomförts för utredningens räkning. Den första fallstudien berör skogen som resurs och den andra handlar om fisket. Gemensamt för båda studierna är förekomsten av externa effekter och av icke väldefinierade rättigheter i fråga om nyttjandet av resurserna. Syftet med kapitlet är att illustrera dessa problem och att visa hur potentialer för resurseffektivisering skulle kunna beräknas.

I betänkandets avslutande del görs en genomgång av befintliga styrmedel på det miljöpolitiska området och diskuteras för- och nackdelar med olika slags åtgärder som påverkar hushålls och företags hushållning med naturresurser. Mot den bakgrunden redovisas utredningens slutsatser i fråga om behovet av resurseffektiviseringsmål och särskilda åtgärder avsedda att påskynda resurseffektivisering.

Som framgår av den föregående redogörelsen bygger de historiska och framåtriktade analyserna av resurshushållningsfrågor i detta betänkande till mycket stor del på undersökningar, som för utredningens räkning har genomförts vid myndigheter (Energimyndigheten, SCB och Konjunkturinstitutet) och universitet (Sveriges lantbruksuniversitet och Umeå universitet). Utförliga redogörelser för metoder och resultat i dessa undersökningar återfinns som särskilda rapporter från respektive myndigheter och institutioner.

2 Hushållning med naturresurser

Syftet med detta kapitel är att diskutera mekanismer för hushållning med olika typer av naturresurser. Farhågor för att naturresurserna inte kommer att räcka till för en växande befolkning behandlades tidigt i ekonomisk litteratur, t.ex. hos Malthus och Ricardo. Ofta har någon enskild resurs framställts som den begränsande faktorn. Under 1970- och 1980-talen var risker för att oljeresurserna skulle ta slut ett huvudtema i diskussionen. I dag är diskussionen mer inriktad på miljöeffekter av användningen av fossila bränslen.

Situationen skiljer sig åt mellan olika typer av naturresurser. För exempelvis fossila bränslen orsakar användningen miljöpåverkan; för andra resurser är miljöpåverkan ett hot mot deras fortsatta existens. Vissa resurser som ren luft och vatten är direkt nödvändiga för mänskligt liv medan andras värde endast kan härledas från för närvarande tillämpade produktionsprocesser.

Hushållning med naturresurser är därför inte lika angelägen för alla typer av naturresurser. Ett utnyttjande som överstiger vad som är möjligt på lång sikt får väsensskilda konsekvenser för samhällsutvecklingen beroende på resursens egenskaper.

2.1 Uttömningsproblematiken, lagerresurser och förnybara resurser

Naturresurs är ett begrepp som behöver beskrivas ingående för att undvika missförstånd och det finns olika förslag till definition. I ”Resurserna, samhället och framtiden”¹ beskrivs naturresurser som de ämnen i marken, luften eller vattnet som kan eller skulle kunna utnyttjas av människan. Det poängteras samtidigt att det är ämnens egenskaper som är viktigast ur naturresursperspektivet.

¹ Sekretariatet för framtidsstudier, (1977).

Vad som definieras som en naturresurs är också beroende av den tekniska utvecklingen. Det finns många exempel på att ämnen som tidigare inte betraktats som naturresurser med ny teknologi blivit användbara för olika ändamål. Kolfyndigheter i östra USA ansågs inte som värdefulla naturresurser (kolet var svårt att antända på grund av lågt gasinnehåll) förrän den tekniska utvecklingen nått så långt att de gick att använda som bränsle.²

Det vore att misstro kommande generationer om vi inte antar att de kommer att hitta ”nya” resurser som vi med dagens teknik inte förmår att dra nytta av. Utvecklingen går också i motsatt riktning, exempelvis i fallet kvicksilver där användningen begränsas mer och mer vilket gör tillgångarna allt mindre värda.³ I flera länder pågår dock guldbrytning med hjälp av kvicksilver mer eller mindre illegalt vilket till viss del håller uppe efterfrågan på metallen. Förluster av exempelvis genetiskt material kan dock visa sig betydligt svårare att ersätta varför olika typer av resurser måste analyseras var för sig. Det räcker således inte med en egenskap hos ett ämne för att det skall vara en naturresurs utan också en bestämd samhällelig omgivning⁴ krävs.

Det finns flera förslag till indelning av begreppet naturresurs, här görs samma indelning som i bilaga 7 till Långtidsutredningen 1999/2000:

1. *Icke-förnybara resurser* såsom mineral och fossila bränslen. Termen lagerresurser är egentligen mer rättvisande då den anspelar på tidsaspekten, dvs. den tid det tar att återfå resursen via kretsloppet (biologiskt, geokemiskt eller tekniskt organiserat). I många fall är dock tidslängden inte överblickbar.
2. *Förnybara resurser* som exempelvis trä och fisk men även miljöresurser som luft och vatten. Med förnybara menas att de ingår i ett kretslopp med en överblickbar tidslängd. Det finns dock gränser för förnybarheten hos resurserna, och om dessa gränser överskrids riskerar resursen att förstöras. I exempelvis ”Naturresursers nyttjande och hävd” kallas detta för ekologiska tillgänglighetsvillkor.

När det gäller miljöresurser som luft och vatten bör en kvalitetsaspekt läggas in för att göra detta begrepp meningsfullt. Exempel-

² Hueckel, (1975).

³ Det finns dock stora problem med datainsamlingen på området, se exempelvis Ayres & Ayres (1999).

⁴ För ett mer ingående resonemang se Sekretariatet för framtidsstudier, (1977) alternativt SOU 1983:56.

vis bör vattnet vara av en viss kvalitet för att vara en resurs i den mening som diskuterats ovan. Liten förmåga till substitution samt tydliga inslag av marknadsbrister gör att det är angeläget att studera användningen av denna resurs närmare. Man kan inte förvänta sig att marknaden på egen hand skall ge en optimal situation.

Vad gäller tillgången på icke förnybara resurser skiljer man mellan den totala tillgången som brukar kallas absoluta reserver och resursbasen (kända resurser). Resursreserver är den del av de kända resurserna som är ekonomiskt lönsamma att utvinna med dagens teknik och prisnivå. Ett vanligt sätt att mäta tillgången på en naturresurs är att dividera mängden reserver med årsproduktionen; då erhåller man ett så kallat reservproduktionsindex. Teknisk utveckling förändrar dock kvoten genom att brytningen blir billigare och gör tidigare icke brytvärda resurser tillgängliga. Prisförändringar gör att kvoten både kan öka och minska beroende av riktningen på förändringen.

Frågan huruvida uttömning av ändliga resurser är ett problem för mänskligheten är inte på något sätt ny. Denna diskussion har funnits åtminstone sedan 1800-talet och hos de klassiska ekonomerna Malthus och Ricardo. Malthus såg en risk i att naturresurserna skulle ta slut och Ricardo resonerade om att priset skulle stiga allteftersom resursen i fråga blir allt knappare. Tillväxtgränsen bestod i praktiken av att energibehoven för industri och matproduktionen för befolkningen konkurrerade om samma areal.⁵ I "Limits to Growth"⁶ fördes fram vad som väl kan sägas vara en fortsättning på Malthus synsätt dvs. att en bristsituation kommer att uppstå och att förloppet kommer att vara för snabbt för att en anpassning ska kunna ske.

Diskussionen som följde stod mellan förespråkarna för synsättet som fördes fram i "Limits to Growth" och de som förespråkade ett synsätt med rötterna i ekonomisk teori. Ett ekonomiskt sätt att analysera situationen innebär att om tillgången på en resurs minskar kommer priset att stiga och styra efterfrågan mot andra resurser som är möjliga att använda som substitut. Det kommer inte att uppstå någon plötslig bristsituation utan prismekanismen tvingar fram en anpassning i ett tidigare skede.

Finns det något som talar för att några av de icke förnybara resurserna (läs lagerresurser) är på väg att ta slut och vad skulle det i så fall innebära? Lagerresurser kan inte ta slut i fysisk mening, men de kan bli mer svåråtkomliga och därmed dyrare att utvinna vilket

⁵ Wrigley, (1993).

⁶ Meadows m.fl. (1972).

givetvis kan orsaka svårigheter. Enligt Kretsloppsdelegationen⁷ är mineralreserverna betydligt större nu än år 1950 och realpriserna har halverats sedan år 1960⁸ för flera av de mest betydande mineralerna.

Fenomenet med sjunkande priser på lagerresurser har existerat under hela 1900-talet.⁹ Vilka är mekanismerna bakom denna utveckling? Ett intressant perspektiv anläggs i Baumol (1986). En teknisk förändring som ökar produktionen till en given insats av resursen i fråga, antingen direkt eller indirekt via återvinning, minskar den nuvarande användningen, allt annat lika. Samtidigt ökar också den potentiella framtida produktionen som är möjlig från den mängd som ligger kvar i jordskorpan. Om den tekniska utvecklingen ett givet år därigenom ökar den ekonomiskt användbara mängden hos de kvarvarande reserverna mer än den årliga konsumtionen så kommer, i ekonomisk mening, tillgången på resursen att ha ökat. Räknat i kg kommer tillgången i jordskorpan att ha minskat, men den användbara kvantiteten kan komma att fortsätta att öka för en lång tid framöver. Med detta perspektiv är det inte svårt att förstå den sjunkande pristrenden för lagerresurser.

Fosfor är ett ämne som i olika sammanhang pekas ut som särskilt problematiskt. Orsaken är att det ingår i vissa centrala biologiska processer och att det i dessa inte är möjligt att ersätta med något annat ämne. Fosforproblematiken diskuteras ingående i flera rapporter.¹⁰ Det finns inga tecken som tyder på att marknaden skulle fungera annorlunda för fosfor än för andra ämnen som handlas på världsmarknaden. Minskad tillgång skulle därför resultera i ett högre pris och en ökad återvinning vilket skulle medföra en anpassning till den rådande tillgången. Beroende på ämnets speciella egenskaper och att det finns en risk för att en stor del av fosfortillgångarna skulle kunna uttömmas åtminstone på lång sikt kan någon typ av åtgärd, som exempelvis en skatt på fosforinnehåll i handelsgödsel vara motiverad. Fosforanvändning har dock miljöeffekter i form av övergödning. Det kommer därför att finnas anpassningsmekanismer på användningssidan, exempelvis via miljöpolitik, som verkar återhållande på fosforanvändningen och bidrar till att minska efterfrågan.

⁷ Kretsloppsdelegationen, (1997).

⁸ World Bank, (1994), respektive World Bank, (1996).

⁹ Barnett and Morse, (1963).

¹⁰ Exempelvis Kågeson, (1997) och Finansdepartementet, (2000), bilaga 7 till Långtidsutredningen 1999/2000.

Kan en för hög nivå på utnyttjande av ändliga resurser försämra den ekonomiska utvecklingen genom att sänka tillväxttakten i ekonomin? I Kågeson (1997) diskuteras detta och slutsatsen är att det finns få, om ens några, konflikter mellan ekonomisk tillväxt och konsumtion av lagerresurser. Det som i stället pekas ut som ett potentiellt problem i exempelvis ett flertal svenska utredningar¹¹ är den miljöpåverkan som resursanvändningen ger upphov till.

Förnybara resurser är just förnybara om de används i en utsträckning som gör att återväxten överstiger uttaget. I annat fall kan de i praktiken vara mindre förnybara än lagerresurserna. När exempelvis ett fiskbestånd överutnyttjats (se kapitel 9) och inte förmår reproducera sig längre har resursen bestående av populationens unika genetiska material försvunnit. Det är möjligt att man i framtiden kommer att kunna återskapa arter via tillgång till genetisk information som erhållits från exempelvis frysta individer, men detta är i dag inget realistiskt alternativ. Utrotningsrisken är stor för flera arter och har flera orsaker, framförallt avsaknaden av väldefinierade nyttjanderätter och institutioner som reglerar nyttjandet av resursen samt att förloppet kan ske relativt hastigt. Ofta är inte heller information rörande tillgången på resursen tillräckligt lättillgänglig för marknaden vilket förhindrar priset från att hinna stiga så snabbt som skulle behövas för att förhindra överutnyttjande. Principiellt kan sägas att det är storleken på den aktuella resursen kontra intensiteten i nyttjandet som är avgörande för om det finns behov av åtgärder.

Arter nybildas och försvinner över tiden och det är en del av livets utveckling på jorden. Mycket tyder dock på att takten med vilken arter försvinner i dag är betydligt högre än vad som historiskt kan anses som naturligt. Förlusten i resurstermer är inte bara en förlust av genetiskt material utan kan även bestå i att vissa tjänster från ekosystemen försämras. Den artutrotning som skett i Sverige kan i de flesta fall¹² härledas till förändrade jordbruks-, skogsbruks- och fiskemetoder. Flera av de arter som försvunnit från Sverige är dock inte utrotade globalt.

Miljöresurser kännetecknas av att det är svårt att tänka sig någon form av utbytbarhet. Människan är anpassad till en livsmiljö med relativt ren luft och rent vatten etc. och detta kan därför sägas utgöra nödvändiga villkor för överlevnad. Det är samtidigt svårt att hävda äganderätten till ren luft, vilket kan illustreras med försur-

¹¹ Exempelvis Naturvårdsverket, (1994).

¹² Gärdefors ed. (2000).

ningsproblematiken där Sverige står som mottagare för utsläpp från kontinenten.

Användning av resursen vatten kännetecknas ofta av brist på definierade rättigheter. På många håll leder detta till ett överutnyttjande i meningen att fossilt grundvatten pumpas upp snabbare än det fylls på dvs. det finns en risk för regional uttömning. Eftersom det inte finns någon fungerande marknad för resursen kommer begränsningen av utnyttjandet att sättas av kostnaden för att pumpa upp vatten, vilket inte alltid är detsamma som den samhällsekonomiska kostnaden.

Globalt sett är inte vattentillgången något problem utan tillgången överstiger efterfrågan.¹³ Ett problem är däremot den ojämna fördelningen mellan olika regioner. Till skillnad från fallet med koldioxid, där ett utsläpp gör samma skada var helst det sker, är det en avsevärd skillnad på var en enhet vatten används. En minskning av vattenanvändningen i Sverige påverkar inte möjligheterna för konstbevattning i områden som drabbats av torka i exempelvis Afrika. Den svenska resursanvändningen har således en obetydlig påverkan på förutsättningarna för användning av vattenresursen i andra delar av världen. Däremot kan den utveckling som sker i Sverige av vattenbesparande tekniker komma till användning i andra delar av världen och ha en positiv effekt på vattenhushållningen.

Det är också möjligt att substituera färskvatten med avsaltat saltvatten. Avsättning kräver energi men används i allt större omfattning i olika länder. I Kuwait är detta en stor källa till färskvatten¹⁴, men metoden används även på närmare håll som i Stockholms skärgård på öar med liten tillgång till färskvatten.

Sammanfattningsvis är utredningens uppfattning att risken globalt sett är liten för att brist på lagerresurser skall vara ett substantiellt hinder för en hållbar utveckling. De resurser vars utnyttjande som i stället bör studeras närmare är de förnybara resurserna som t.ex. fungerande ekosystem och ren luft/rent vatten.

2.2 Resurshushållning i en marknadsekonomi

Hur sker resurshushållning spontant i samhället i dag? Naturresurser och energi används för företagets produktion och direkt i hushållens konsumtion. För enkelhetens skull fokuserar vi nedan på

¹³ Naturmiljön i siffror, (2000).

¹⁴ Naturmiljön i siffror, (2000).

företag men analysen är giltig även för hushåll med några smärre justeringar.

Företag använder den uppsättning av resurser som givet de rådande relativpriserna ger den högsta vinsten. I en situation med väl fungerande marknader finns ingen anledning för staten att ingripa och försöka styra företagets val. Företaget har ingen anledning att använda mer resurser än det behöver och därigenom fördyra sin produktion. Effektiviseringsåtgärder som handlar om att investera i ny teknik är lönsamma för företaget när kapital- och driftskostnaderna i den nya anläggningen understiger de rörliga kostnaderna för den gamla.

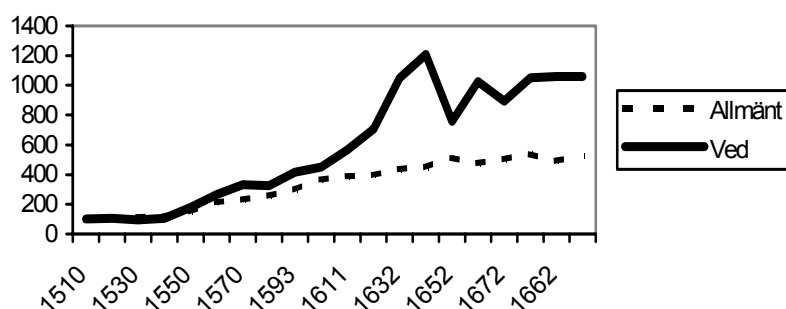
En principiell utgångspunkt är att samhällets nytta av att använda ytterligare en enhet av en resurs på marginalen skall vara lika stor som kostnaden att tillhandahålla den. Om marknaderna fungerar väl är den situation som uppstår spontant lika med den önskvärda. Vid brister i marknadens funktionssätt skall medel för att korrigera den spontana resursanvändningen sättas in så nära den verksamhet som åstadkommer – (exempelvis) de negativa externa effekterna som möjligt.¹⁵

Om priset på en resurs stiger på grund av knapphet eller beskattning leder det till en anpassning hos företag som använder resursen. Företaget kostnadsminimerar sin produktion och försöker använda mindre av denna dyrare resurs och mer av andra resurser – det sker en substitution mellan olika resurser. Ett historiskt exempel på detta är att högre vedpriser på grund av brist på ved i England ledde till en omfattande substitution från ved/träkol till stenkol.¹⁶ Detta skedde naturligtvis inte omedelbart utan höga priser ger incitament att söka ersättningsresurser och stimulerar teknisk utveckling.

¹⁵ Se vidare kapitel 6.

¹⁶ Wrigley, (1993).

Figur 2.1. Vedprisutvecklingen i England mellan åren 1500–1700 jämfört med allmänna prisutvecklingen. Index 1500=100.



Källa: Wrigley (1993).

En annan anpassningsmekanism är återvinning. Ett exempel är återvinning av bly från bilbatterier som skett sedan 1940-talet.¹⁷ Det har även bedrivits en omfattande lump- och skrothandel på rent marknadsmässig basis under lång tid.

Satsningar på effektivisering i användningen av en resurs leder till att produktiviteten höjs och gör resursen mer attraktiv för användarna. I ekonomisk teori antas ofta att ekonomin söker sig mot ett jämviktsläge, där avkastningen för olika produktionsfaktorer på marginalen tenderar att bli densamma. I ett system i jämvikt går det således inte att öka produktionen av varor eller tjänster genom att byta ut t.ex. arbetskraft mot kapital eller kapital mot energi.

Om exempelvis priset på energi stiger relativt de övriga produktionsfaktorerna, kommer företagen att försöka reducera energiåtgången genom att tillföra mer kapital och mer personal (totalkostnaden given). Produkter och tjänster som kräver mycket energi i tillverkningen kommer också att bli dyrare relativt andra varor och tjänster, vilket påverkar konsumenterna att köpa relativt sätt mindre av dessa varor och tjänster. På samma sätt kan det förväntas att energiintensiva produktionsmetoder och varor och tjänster med stort energiinnehåll ökar i konkurrenskraft om energi blir billigare eller om energin kan användas mer effektivt.

Om en bestämd resurs kan användas mer effektivt, via exempelvis återvinning, gör detta att resursen blir attraktivare som insatsvara och efterfrågan ökar relativt andra insatsvaror. Samtidigt ger också en effektivitetshöjning en inkomsteffekt genom att konsum-

¹⁷ SOU 1997:8. Jämför bilaga 7, LU 99/00.

tionen av samma varukorg blir billigare än tidigare och en del av det ökade budgetutrymmet läggs på att konsumera just denna resurs. Sammantaget sker en anpassning av ekonomin till de nya förhållandena med en mer effektiv energianvändning som ökar användningen i viss utsträckning. Dessa effekter brukar tillsammans benämnas ”rebound effect” i internationell litteratur; här skall termen retureffekt användas.

2.3 Miljöpåverkan av naturresursanvändning

En utredning som till en del kan betraktas som en föregångare till Resurseffektivitetsutredningen är Naturresurs- och miljökommittén.¹⁸ I en bilaga till denna utredning lyfte man fram ”fyra miljöproblem under debatt” vilka var:

1. Försurningen i Sverige.
2. Snöskotern – ett miljöproblem.
3. Elektriciteten och omgivningsmiljön.
4. Engångsförpackningarna.

Det är slående att flertalet av de debatterade miljöproblemen var av lokal natur. Betänkandet innehåller dock en del om den eventuella risken för miljöskador av koldioxidutsläpp.

En snabb jämförelse med dagens situation visar på både likheter och skillnader. Försurningen kvarstår som ett problem trots omfattande utsläppsminskningar och snöskoterproblematiken får väl sägas kvarstå i allt väsentligt. Riskerna med strålning från elledningar debatteras i viss mån fortfarande, men inte främst strålning från högspända kraftledningar (i dag rör diskussionen mer elallergi och dess orsaker). Engångsförpackningarna diskuteras fortfarande livligt, framförallt i frågan om de skall samlas ihop eller inte (se avsnitt 10.5). Här kommer diskussionen att gälla de miljöproblem som i dag ses som de mest aktuella och som på ett tydligt sätt är kopplade till naturresursanvändning. Det mest angelägna får sägas vara det som berördes endast i mindre omfattning av vår föregångare, nämligen klimatproblematiken.

¹⁸ SOU 1983:56.

Olika naturresurser – olika problem

En intressant infallsvinkel när det gäller att analysera materialanvändningens miljöpåverkan presenteras av Ayres & Ayres i "Industrial ecology" (1996). De utgår ifrån ett massbalansperspektiv, dvs. att alla resurser som utvinns – förnybara eller ändliga – är potentiellt avfall. I många fall uppträder avfallsproblemet tidigt på grund av många varors snabba omloppstid i ekonomin, från några veckor till några år. Undantaget från detta är främst material som ingår i byggnader. Material som förbrukats av det ekonomiska systemet försvinner inte utan transformeras endast till lågvärdig materia. Det är därför viktigt att känna till egenskaperna hos de ingående beståndsdelarna i olika varor/ produkter.

Vilka indikationer finns det som gör att det är intressant att studera exempelvis utvinning av resurser ur ett miljöperspektiv? Utvinning och hantering av material diskuteras ofta i samband med lokala miljöproblem, men sett i ett globalt perspektiv rör det sig om så stora mängder avfall att det sammantaget är tveksamt att se detta enbart som ett lokalt problem.

Utvinning av lagerresurser, som exempelvis gruvbrytning, har ofta en betydande lokal miljöpåverkan som kan bestå i utsläpp av tungmetaller eller påverkan på flora och fauna. Sammantaget är miljöpåverkan i vissa fall inte försumbar i ett globalt perspektiv trots att effekterna i de allra flesta fall är lokala. Exempelvis kan utsläpp av kvicksilver spridas upp till 2000 km med vindens hjälp.¹⁹

Den enskilt största miljöpåverkan har utan tvekan utvinning av fossila bränslen och framförallt kolutvinning. Volymen på det avfall som uppstår är betydligt större än för någon annan verksamhet och sammansättningen på avfallet är problematisk. Vid brytningen läcker betydande mängder med metan och vid rening av kolet från svavel skapas stora mängder av svavelhaltigt avfall som inte alltid tas om hand på ett korrekt sätt.²⁰ Kol innehåller mängder med tungmetaller som kadmium men också stora mängder kvicksilver. Härtill kommer att förbränning av fossila bränslen är den enskilt största utsläppskällan av kvicksilver globalt sett.²¹

I Sverige är gruvhanteringen omgiven av ett relativt omfattande regelverk. Gruvdrift och hantering av gruvavfall kräver i princip

¹⁹ Kemikalieinspektionen, (1997).

²⁰ Ayres & Ayres, (1998).

²¹ Ayres & Ayres, (1999).

prövning enligt både miljöbalken och minerallagen. Detta eliminerar givetvis inte risken för miljöpåverkan, vilket visat sig med önskvärd tydlighet genom de olyckstillbud som inträffat under senare tid, exempelvis i september vid Aitik-gruvan.²² I vilken utsträckning olika typer av lagstiftning fungerar tillfredsställande som styrmedel diskuteras i ett senare avsnitt.

Användning av förnybara resurser kan också ha betydande miljöeffekter. Alltför intensivt skogsbruk kan leda till erosion och översvämningar med påverkan på bland annat tillgången av rent dricksvatten. Avskogning och dess följder orsakar stora miljöproblem på flera håll i världen. Sverige kan dock i flera avseenden tjäna som en föregångare inom utvecklingen av ett miljöanpassat skogsbruk. Ett exempel på det är att i Skogsvårdslagen är miljö- och produktionsmålen jämställda.²³ I Sverige har virkesförrådet i skogen ökat under flera år, varför problemet med avskogning inte är aktuellt på nationell nivå.

I Sverige förs i stället en diskussion i termer av att det öppna landskapet försvinner i takt med att skogsbruket tar över åkermark samt att skogens artsammansättning inte är tillräckligt diversifierad. Användningen av skogen som resurs diskuteras ingående i kapitel 9.

Fisk är en förnybar resurs som riskerar att överutnyttjas. Fisket har också andra miljöeffekter som lokal övergödning på grund av att oönskad fångst och rens slängs tillbaka i havet; värdet av det minskade fosforutsläppet om detta i stället togs om hand har uppskattat till 3 kr/kg.²⁴ Dieselanvändningen är också betydande inom fiskesektorn framförallt med hänsyn taget till sektors storlek.

Direkt användning av miljöresurser såsom vattenanvändning för konstbevattning kan givetvis också ha negativa miljöeffekter eller skapa bristsituationer. Dessa effekter kan vara i form av försaltning av stora markområden samt försämrade livsbetingelser för olika ekosystem.

Den överskuggande miljöpåverkan av naturresursanvändningen torde dock vara klimatförändringar till följd av utsläpp av klimatpåverkande gaser.²⁵ Omfattningen av de skador som de förväntade klimatförändringarna kan komma att medföra är omtvistad, men

²² Se exempelvis Länsstyrelsens i Norrbotten hemsida, <http://www.bd.lst.se/press/2000/001011.htm>.

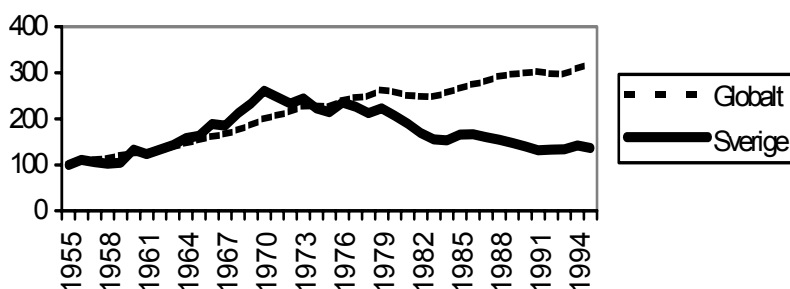
²³ Skogsstyrelsen, (1999).

²⁴ Jämför Ahner & Brann, (1996).

²⁵ Koldioxid, metan, lustgas, HFC, SF₆, FC. Se exempelvis Sveriges andra nationalrapport om klimatförändringar, Ds 1997:26.

enigheten är stor om nödvändigheten att minska utsläppen av klimatpåverkande gaser.

Figur 2.2. Koldioxidutsläpp globalt och i Sverige. Index, 1955 = 100.



Källa: Naturvårdsverket, SCB (2000), Lindmark (2000)

Klimatproblematiken är belysande för skillnaderna mellan utvecklingen på nationell nivå i Sverige och utvecklingen globalt. Koldioxidutsläppen globalt har ökat med drygt 210 % mellan åren 1955 och 1995²⁶, men i Sverige har utsläppen under samma tidsperiod ökat med endast omkring 30 %.²⁷

När det gäller utsläpp av försurande ämnen och då framförallt svavel är utvecklingen snarlik den på klimatområdet. På nationell nivå har svavelutsläppen minskat med i storleksordningen 80–90 %²⁸ sedan år 1970 medan de fortsätter att öka globalt. Försurningsproblemet kvarstår emellertid i Sverige, beroende på att merparten av det sura nedfallet härrör från utländska källor.

En del av de klimatpåverkande gaserna har även andra negativa egenskaper som exempelvis att de bryter ned ozonskiktet i stratosfären. Utsläpp av ozonnedbrytande ämnen regleras i Montrealprotokollet och dessa utsläpp har minskat kraftigt (en komplikation är dock att vissa av de gaser som används som substitut för de ozonpåverkande gaserna har negativ påverkan på klimatet). Den sammantagna bedömningen i dag är att halterna av de ozonnedbrytande ämnena minskar i atmosfären. Den negativa påverkan på ozonskiktet kommer dock att kvarstå under lång tid.

²⁶ Naturvårdsverket, SCB, (2000).

²⁷ Lindmark, (2000).

²⁸ Naturvårdsverket, SCB, (2000).

Övergödning av sjöar och hav beror i allt högre grad på utsläpp från transportsektorn. De utsläpp som orsakar övergödning är nästan uteslutande fosfor och kväveoxider. I Sverige har utsläpp från jordbruk och avlopp minskat betydligt de senaste 20 åren, framförallt med avseende på fosfor, medan utsläppen av kväve (ammoniak och kväveoxider) inte minskat i samma omfattning. Riktningen på trenden inom EU motsvarar den svenska utvecklingen medan det finns skillnader när det gäller takt och utgångsnivåer. Globalt är det svårare att få något grepp om övergödningens problematiken.

På motsvarande sätt som skogsbruket har det svenska jordbruket blivit alltmer miljöanpassat. Den ekologiskt odlade arealen har ökat från 0,4 % av total åker till 9,6 % mellan 1988 och 1999. Mängden bekämpningsmedel och handelsgödsel totalt har också minskat betydligt. Trenden inom EU är generellt ökande ekologiskt odlade arealer, medan det är svårt att hitta statistik globalt sett.

Kemikalieproblematiken

Kemikalier är ett oerhört vidsträckt begrepp som i princip omfattar alla existerande grundämnen och kemiska föreningar. Här ska endast de kemikalier som räknas till de allra mest problematiska ur miljösynpunkt tas upp. I kapitel 3 diskuteras kemikalieproblematiken vidare framförallt utifrån behovet av förbättringar av de mått som används för att åskådliggöra utvecklingen.

Trenden för utsläppen av många av de historiskt sett mest miljöfarliga ämnena är avtagande. Flera av de ämnen som svarat för omfattande miljöpåverkan som DDT och PCB är långlivade, vilket gör att förbättringar i miljötillståndet går långsamt. Halterna i exempelvis fåglar²⁹ visar dock sjunkande siffror. För andra ”nya” ämnen, som exempelvis de bromerade flamskyddsmedlen som ingår såväl i elektronisk utrustning som i bilklädsel, är utvecklingen en annan. Användningen av dessa kemikalier har medfört att halterna i bröstmjolk³⁰ ökar och i dag är fullt jämförbara med dem som uppmätts för enskilda PCB-föreningar. Detta är ett mönster som går igen internationellt.³¹ Halter av ”gamla” kemikalier såsom PCB och DDT har däremot sjunkit de senaste 20–30 åren.

²⁹ Naturvårdsverket & SCB, (2000).

³⁰ Naturvårdsverket & SCB, (2000).

³¹ WWF-UK, (1999).

Kemikalieutredningen har i sina direktiv förutom att hantera problematiken med persistenta och bioackumulerande föreningar även haft att ta ställning till användningen av metaller. Ett exempel på en metall vars halter ökar i miljön är platina, som förekommer i starkt förhöjda halter i slam från vägdammvattenmagasin. En av de största källorna till utsläppen är katalysatorer. Platina är en av de "nya" metaller som IVL (Institutet för Vatten och Luftvårdsforskning) pekar ut som högprioriterade att följa upp. Platina rankas med avseende på giftighet mellan kvicksilver och bly och klassificeras som mycket skadligt för vattenlevande organismer.

Kemikalieutredningen pekar på vikten av att skaffa mer information om spridningen av metaller i samhället. När det gäller koppar är halterna så höga i delar av Östersjön att skador på blåstång kan befaras. De viktigaste källorna till kopparutsläpp är nötning av bromsbelägg, läckage från tappvattenledningar samt användning av bekämpningsmedel och industriella utsläpp (omkring 10–20 %)³² Utredningen delar Kemikalieutredningens inställning att det krävs insatser för att öka kunskapen om metallernas och de persistenta bioackumulerande ämnens spridning, förekomsten i varor och deras miljöeffekter. Det är angeläget eftersom de diffusa utsläppen för exempelvis vissa metaller klart överstiger de industriella punktutsläppen.

2.4 Beslutsunderlag för politisk styrning

Som beskrivs i avsnitt 2.1 är flertalet av dem som studerat resursanvändning ense om att risken för att lagerresurserna skall ta slut i de flesta fall är obefintlig. I stället är resursanvändningens miljöpåverkan det centrala problemet.

Miljöpåverkan innebär kostnader för andras produktion eller konsumtion, som den orsakande parten vanligen inte behöver beakta. Det är ett exempel på vad som i ekonomisk teori brukar kallas externa effekter.³³ Brist på tillräckligt väldefinierade rättigheter föreligger exempelvis rörande nyttjande av fiskresursen. Eftersom resursen är allmän tills fisken är fångad (då blir den enskild) riskerar man att få en situation med överutnyttjande. Det är alltså framförallt förekomsten av externa effekter och icke väldefinierade nyttjanderättigheter som skulle kunna motivera en politisk styrning av naturresursanvändningen. Det finns givetvis andra mark-

³² Uppgifter från Kemikalieutredningen samt egna beräkningar.

³³ För en fullständig framställning se Bohm. (1988).

nadsbrister som medför ett behov av politiskt ingripande, exempelvis förekomsten av monopol.

SCB har lämnat ett förslag till utformning av en svensk materialflödesstatistik. Förslaget visar på svårigheterna med de aggregerade måtten. Byggsektorn (konstruktionsmaterial) och malmhanteringen står för en stor del av det aggregerade flödet av lagerresurser och skogsindustrin för en helt överskuggande del av flödet av förnybara resurser. Kopplingen mellan dessa aggregerade mått och miljöpåverkan är dock svag.

En del av SCB:s förslag går ut på att följa några av de ämnen som är konstaterat hälso- och miljöfarliga genom s.k. substansflödesanalyser. Denna typ av analyser kan i gengäld visa sig mycket användbara. Utsläpp av vissa ämnen är strängt reglerade vid industriell användning, men också från exempelvis hushållssektorn kan betydande mängder komma ut i naturen via konsumtionsvaror.

Genom s.k. substansflödesanalyser kan man upptäcka utsläpp som inte är reglerade i tillräcklig utsträckning samt göra det möjligt att undvika suboptimering förorsakad av alltför hårda krav på de redan tillståndspliktiga företagen. För att garantera en kostnadseffektiv minskning av utsläpp av olika ämnen krävs att kostnaderna för reduktion av ett kg av ämnet i fråga är lika stora oavsett var detta släpps ut.

Naturvårdsverket och Kemikalieinspektion avrapporterade i slutet av år 1999 ett regeringsuppdrag att kartlägga farliga flöden i samhället. Med farliga flöden avses flödet av substanser med miljö- och hälsofarliga egenskaper. Farliga ämnen exemplifierades i rapporten med de ämnen som ingår i någon av följande undergrupper:

1. Ämnen som kan vara svårnedbrytbara (persistenta), bioackumulerande och giftiga (toxiska) i miljön.
2. Ämnen som i Kemikalieinspektionens produktregister angivits ha funktionen lösningsmedel.
3. Allergiframkallande ämnen.
4. Vissa metaller: bly, kadmium, kvicksilver, arsenik, krom, nickel, zink och koppar.

Avsikten med rapporten var att identifiera områden där kunskapen behöver förbättras för att man ska kunna bedöma flöden och upplagring av farliga ämnen i samhället med bättre tillförlitlighet. En av slutsatserna är att befintligt källmaterial har betydande brister i form av täckningsgrad. Uppgifter om förekomst av farliga ämnen i varor och emissioner från varor saknas nästan helt. Kemikalieut-

redningen föreslår att det tillsätts en utredning angående redovisning av kemikalieinnehåll i varor och produkter.

Framförallt är materialflödesperspektivet relevant för s.k. diffusa utsläpp, dvs. de som inte kommer från någon enskild lättidentifierbar utsläppskälla som exempelvis lösningsmedel. Det kan också vara användbart för att identifiera miljöproblem som är förknippade med exempelvis mineralutvinning/hantering.

Ayres & Ayres³⁴ tar upp metallhantering med motiveringen att den är starkt miljöstörande. De diskuterar i termer av att den moderna tekniken kan ta hand om många giftiga processutsläpp, men att dessa material också måste omhändertas någonstans. I flera fall är dock giftiga tungmetaller biprodukter vid produktionen av "vanliga" metaller. Ett exempel på detta är kadmium. Dessa tungmetaller används sedan i olika applikationer som färgpigment och ingredienser i bekämpningsmedel m.m., vilket gör att spridningen av den giftiga metallen är i det närmaste fullständig.

Det har gjorts ett flertal uppskattningar av omfattningen på utsläpp av tungmetaller både globalt och i ett europeiskt perspektiv som visar på att de antropogena utsläppen vida överstiger de naturliga.³⁵ En omständighet som förvärrar situationen är att stora mängder av miljöskadliga substanser har ackumulerats både i naturen och i samhället, exempelvis i gamla byggnader och i sediment i floder. Under vissa förutsättningar kommer dessa substanser att kunna frigöras och spridas ut, exempelvis p.g.a. försurning som löser upp vissa kemiska föreningar och frigör giftiga ämnen. Problemen som skisseras i faktor 10 sammanhang verkar vara relevanta i detta avseende. Den effektiva åtgärden torde dock inte vara en minskning med 90 % av den totala materialanvändningen utan i stället en noggrann kartläggning av de farliga flödena³⁶ för att sedan kunna införa träffsäkra och kostnadseffektiva styrmedel.

³⁴ Ayres & Ayres, (1998).

³⁵ Ayres & Ayres, (1999).

³⁶ Naturvårdsverket, (1999).

2.5 Fördelningen mellan generationer

Fördelningen av naturresursanvändning mellan generationer representerar ett problem som marknaden i vissa fall får antas ha svårigheter med att lösa. Detta område har behandlats i ett stort antal skrifter.³⁷ Ett vanligt påstående är att om det föreligger perfekt information och väl fungerande kapitalmarknader så är fördelningen över tiden inget problem. I vilken utsträckning är detta påstående sant och kan detta sägas vara en korrekt beskrivning av hur fördelningen av naturresurser sker över tiden? Nedan görs en kort genomgång av olika synsätt.

Den kommande analysen omfattar såväl ändliga som förnybara resurser. Förnybara resurser är bara förnybara inom ett visst intervall. Om användningen överstiger den takt med vilken resursen nybildas, tar resursen slut på motsvarande sätt som i fallet med ändliga resurser, vilket gör att alla naturresurser kan hanteras i stor utsträckning på samma sätt. Ändliga resurser i meningen lagerresurser tar i princip aldrig slut i fysisk mening, men de kan komma att bli så svåråtkomliga att de i princip är värdelösa p.g.a. att kostnaden för att utnyttja dem är så hög.

Det är möjligt att även se utsläpp av miljöskadliga ämnen till naturen som användning av en resurs, nämligen ekosystemens assimileringsskapacitet. Varje nytt utsläpp av ett ämne som lagras i naturen över tiden begränsar kommande generationers möjlighet att utnyttja denna tjänst hos ekosystemen utan kostnad. Det finns givetvis en möjlighet för kommande generationer att fortsätta släppa ut ämnet i fråga, men då till stora kostnader i termer av depreciering av naturkapitalet.

För resurser som har ett marknadspris är situationen enklare än om resursen i fråga saknar marknadsvärdering. De resurser som saknar marknadsvärdering har en tendens att överutnyttjas redan i dag. Detta problem bör om möjligt hanteras med styrmedel som gör att de samhällsekonomiska kostnaderna av användningen avspeglas i priset. Om vi antar att marknadsimperfectioner rörande användningen i dag är internaliserade i användarens kostnad, kan resurserna jämföras utifrån ett kortsiktigt perspektiv. Vilka problem kvarstår då? Garanterar effektivitet på kort sikt även effektivitet på lång sikt?

³⁷ Exempelvis Solow, (1986) och Hartwick, (1977). Se även bilaga 7, LU 99/00.

När man ska uppskatta värdet av att använda en resurs vid olika tidpunkter är en metod att väga värdet av de olika alternativen mot varandra genom en så kallad nuvärdesberäkning. Tanken är att man genom att maximera nuvärdet av användningen av en resurs för nuvarande och kommande generationer åstadkommer en effektiv fördelning över tiden, s.k. dynamisk effektivitet.³⁸ För att möjliggöra en sådan beräkning måste ett relativpris sättas på användningen av en resurs vid olika tidpunkter, en diskonteringsränta. En positiv diskonteringsränta innebär att ett belopp som erhålls om t.ex. tio år värderas lägre än samma belopp i dag.

Om man tillämpar denna teknik på en ändlig resurs och sätter ett positivt värde på diskonteringsräntan, hur lågt detta än är, så kommer emellertid inte tillräckligt att finnas kvar för att garantera samma konsumtionsnivå över tiden utan en omfördelning görs mellan generationerna.³⁹ Detta talar för någon typ av gränsvärden för användningen av vissa resurser där det finns en hög grad av osäkerhet rörande skadestnader och en risk för irreversibla effekter.

Genom att göra antaganden om betydelsen av överlappande generationer kommer man fram till andra slutsatser. I Mäler (1995) diskuteras detta och hans slutsats är att framtida generationers behov beaktas av dagens generation även om nuvarande generations tidshorisont bara sträcker sig över nästa generation, givet antaganden om fullständigt definierade nyttjanderättigheter och rationella förväntningar.⁴⁰

Om enskilda individer eller företag har en annan tidsvärdering än samhället som helhet kan det medföra skevhet i fördelningen mellan generationer. Företag kan uppfatta framtiden som osäker i högre grad än samhället, t.ex. därför att företaget inte har full insyn i beslutsprocessen gällande miljökrav. Företaget kan då göra bedömningen att det är bättre att förbruka mer av en resurs i dag i stället för senare, dvs. har en hög diskonteringsränta, eftersom det finns en möjlighet att användningen kommer att fördyras exempelvis via en miljöskatt.⁴¹ Därmed kommer företaget att värdera tillgången på resursen i framtiden lägre än vad som är önskvärt ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Valet av diskonteringsränta är till en del normativt (dvs. beror på den enskilde individens värderingar) och det är därför omöjligt att

³⁸ För en beskrivning av begreppet dynamisk effektivitet se bland annat Titenberg (1992).

³⁹ Dasgupta and Heal, (1979).

⁴⁰ Mäler, (1995) jämför bilaga 7, LU 99/00.

⁴¹ Principen diskuteras bland annat i Titenberg, (1992) s. 61 och i Griffin and Steele, (1980).

hitta den korrekta diskonteringsräntan.⁴² I en ekonomi som växer finns skäl för att ha en positiv diskonteringsränta, men beroende på förväntningar om den framtida ekonomiska tillväxten kommer nivån att variera. Av denna anledning bör känslighetsanalyser genomföras vid diskontering över långa tidsperioder. Detta är ju ofta är fallet i miljösammanhang, exempelvis vid bedömning av skadekostnader förenade med klimatförändringar (se exempelvis Sterner, 1992).

I diskussionen har också förekommit förslag om användning av en negativ diskonteringsränta för exempelvis beräkning av miljökostnader. Motiveringen har då varit att miljöskador som riskerar att inträffa långt fram i tiden får en låg vikt (vid användning av en positiv ränta) i förhållande till företagsekonomiska vinster av kortsiktig natur. Ett argument mot användning av olika diskonteringsräntor för olika ändamål är att detta försvårar sammanvägning av olika effekter. En mer direkt metod är att justera det värde som ska diskonteras så att det bättre återspeglar den faktiska eller uppskattade kostnaden.

I stor utsträckning saknas också möjligheter att få avkastning på investeringar i resurser som saknar en marknadsvärdering. Detta medför att skevheterna i den intertemporala fördelningen förvärras.

Effekterna av en "överkonsumtion" skiljer sig mellan olika typer av resurser. Här har dock syftet varit att visa vilka problem marknaden kan ha med att åstadkomma en effektiv allokering av resursanvändningen över tiden oavsett vilken resurs det handlar om.

2.6 Sammanfattning

Olika problem är förknippade med olika slags resurser. Riskerna för plötsligt uppkommande brist på lagerresurser kan bedömas som obetydliga. Om en bristsituation skulle uppstå stiger priset och det finns olika anpassningsmekanismer som exempelvis återvinning att ta till. Däremot är situationen för många förnybara resurserna mer problematisk. Framförallt beror detta på att nyttjanderätterna inte är väldefinierade och att det finns brister i den tillgängliga informationen. Exempelvis är biodiversiteten hotad i flera sammanhang och därmed riskerar värdefull genetisk information att gå förlorad.

Då det gäller många miljöpåverkande utsläpp har situationen förbättrats i Sverige de senaste årtiondena medan den har fortsatt att försämrats globalt. Exempelvis fortsätter utsläppen av klimat-

⁴² Jämför resonemang i bilaga 7, LU 99/00.

påverkande gaser att öka relativt snabbt i ett globalt perspektiv, men i Sverige har utsläppsnivån varit tämligen stabil de senaste åren (och minskat kraftigt i ett 30 års perspektiv). Halterna av vissa miljö- och hälsofarliga kemikalier ökar dock såväl internationellt som i Sverige, i levande organismer.

Marknaden har brister då det gäller intertemporal allokering, framförallt för de resurser som saknar marknadspris vilket gör arbetet med att värdera miljöskador än viktigare och mer angeläget. Ofullständig kunskap och information om framtida teknologi och preferenser är troligen det allvarligaste problemet i detta sammanhang. Utan en korrekt värdering av skadekostnader kommer problemen att bli större, sett i ett långt tidsperspektiv.

Materialanvändning rymmer många slags resurser och många olika slags aktiviteter. Materialanvändningens sammansättning är avgörande för miljöpåverkan och uttömningsrisker. Innehållet i produkter, som utgör en stor del av flödet i samhället, är relativt okontrollerat med avseende på beståndsdelar och deras miljöpåverkan, varför detta område kräver en omfattande kunskapsuppbyggnad.

3 Mål och mått för resurshushållning

En stor del av denna utredning är inriktad på att försöka mäta och kvantifiera resurshushållning, miljöpåverkan och medföljande samhällsekonomiska kostnader respektive intäkter. Varför denna fokusering på att mäta? Orsaken är att det behövs bättre vägledning och underlag för att möjliggöra en effektiv politik. På miljöområdet finns en rik flora av mått och mål som syftar till att åskådliggöra angelägenhetsgraden av att åstadkomma förbättringar. Utredningen har sett som sin uppgift att gå igenom de mest debatterade måtten; urvalet av mått kan givetvis alltid diskuteras.

Den följande genomgången syftar till att analysera användbarheten hos olika begrepp som mål för eller mått på användningen av olika resurser. De mål/mått som går igenom i detta kapitel är av mycket skilda slag och mäter till viss del i olika dimensioner, exempelvis med avseende på rättvisa.

Uppdelningen i kategorier har gjorts utifrån i vilken grad måttet bedöms vara ett totalmått eller ett partiellt mått för en enskild resurs respektive sättet att mäta (monetärt eller inte). Analysen inriktas framförallt på relevansen avseende kopplingen till miljöpåverkan och användbarhet som underlag för politik.

3.1 Faktor 10 och näraliggande mått

Måtten som behandlas i detta avsnitt syftar till att belysa utvecklingen rörande naturresurser, om samhällsutvecklingen fortsätter i den riktning den har nu, synsätt som härstammar från tidiga tänkare som Malthus och Ricardo. Det finns även ett inslag av att framhålla betydelsen av att omfördela tillgången till naturresurserna globalt.

3.1.1 Historik samt genomgång av begreppet faktor 10

I boken "Limits to growth"¹ vilken också fått flera efterföljare, reses farhågor angående möjligheterna för mänskligheten att fortsätta att utnyttja stora mängder naturresurser i framtiden. Framförallt målades en dyster framtidsbild upp vad gäller resurstillgången. Faktor 10 är i flera avseenden en fortsättning på den diskussion som kom igång på allvar efter att "Limits to Growth" publicerats. Begreppet faktor 10 poängterar dock i större utsträckning att miljöpåverkan av resursanvändning är viktigare än riskerna för uttömning av lagerresurserna.

Faktor 10 förespråkarna hävdar att det är bättre att styra inflödet av material till samhället än att kontrollera och reglera utflödet. Dessutom bör varje material användas i mindre utsträckning än vad som görs i dag, eftersom man inte vet vilka miljöproblem som är kopplade till olika material.

Begreppet faktor 10 skapades ursprungligen av forskare vid Wuppertalinstitutet i Tyskland i början på 1990-talet. Begreppet låg sedan till grund för bildandet av faktor 10-klubben som bl.a. består av forskare från olika länder. Faktor 10-klubben har tagit fram flera dokument, varav det mest kända är den s.k. Carnoulesdeklarationen där argumenten för faktor 10 finns med.

Konceptet faktor 10 presenterades i "Fresenius Environmental Bullentin" i augusti år 1993. Senare har ett antal rapporter publicerats, de flesta på tyska, varav den mest kända är "Das MIPSkonzept – Weniger Naturverbrauch mehr Lebensqualität durch Faktor 10" av Friedrich Schmidt-Bleek. 1999 publicerade faktor 10-klubben en rapport som behandlar olika aspekter av faktor 10 och som också är en viktig källa för denna framställning.

I Sverige har Kretsloppsdelegationen föreslagit mål för en minskning av energi- och materialanvändningen med en faktor 10.² Motiveringen är "att beräkningar visar att ungefär en halv miljard människor skulle kunna leva långsiktigt hållbart på dagens genomsnittliga levnadsnivå i industriländerna, givet dagens teknik".³ Med denna utgångspunkt dras slutsatsen att redan i dag skulle en effektivisering med faktor 10 krävas för att alla jordens invånare skulle kunna leva långsiktigt hållbart på en nivå motsvarande OECD-ge-

¹ Meadows m.fl. (1972).

² Kretsloppsdelegationen, (1997).

³ I rapporten 1997:14 redovisas inte några beräkningar som stödjer denna hypotes.

nomsnittet. Rapporten har remissbehandlats och flera av remissinstanserna var kritiska till att sätta upp ett sådant mål och några ansåg att målen snarast var visioner, medan det även fanns de som stödde förslaget.

I miljöpropositionen⁴ konstateras att faktor 10 kan tjäna som en kompass för miljöpolitiken, men att det behövs ytterligare arbete för konkretisera och utveckla begreppet.

Ingenjörsvetenskapsakademien (IVA) har i en rapport⁵ redovisat olika branschföreträdares syn på möjligheterna att uppnå faktor 10. De flesta är eniga om att det är möjligt att uppnå faktor två utan ytterligare styrmedel, medan faktor 10 möjligen mer är en vision för framtiden. Det finns en klar skillnad i bedömningen; flera av dem som står utanför "industrin" tror på möjligheten att uppnå faktor 10 medan de som arbetar inom densamma tror eventuellt på en faktor 2.

Faktor 10-klubben har fört fram följande huvudargument för en politik inriktad på faktor 10:

- Förstörelsen av de ekologiska resurserna fortsätter öka kontinuerligt i likhet med den globala konsumtionen av naturresurser samt jordens befolkning.
- I-länderna använder en alltför stor del av jordens resurser.
- Ekonomisk tillväxt mäts fortfarande i BNP. Den ekonomiska politiken är inriktad på att öka arbetsproduktiviteten och produktionsvolymen samtidigt som den "verkliga" välfärden⁶ inte ökar sedan 1970-talet.
- Priset på naturresurserna återspeglar inte kostnaden för att tillhandahålla dem på grund av att marknaderna för resurserna inte fungerar. Miljöskadliga subventioner måste tas bort och skatter på utsläpp och naturresurser måste införas så att deras pris återspeglar kostnaden att tillhandahålla dem. En väg är att samtidigt minska skatten på arbete.

Med detta som bakgrund hävdade Faktor 10-klubben till en början att resursproduktiviteten måste öka med en faktor 10 de närmaste 30–50 åren. Detta är nödvändigt för att undvika den ekonomiska kris som blir följderna av att jordens resurser tar slut. Ytterligare skäl är undvikandet av en ekologisk kollaps och för att ge utvecklingsländerna chansen att öka sin resursanvändning och sitt välstånd.

⁴ Prop. 1997/98:145.

⁵ IVA, (1998).

⁶ Författaren hänvisar till andra välfärdsått, framförallt ISEW (se diskussion om alternativa välfärdsått senare i detta kapitel).

Schmidt-Bleek, som ursprungligen myntade begreppet, avser dock en minskning av materialanvändningen i *absoluta tal* med en faktor 10, vilket innebär en avsevärd skillnad jämfört med att öka resursproduktiviteten med faktor 10, detta beroende på nivån på den ekonomiska tillväxten. I senare skrifter av faktor 10-klubben har det slagits fast att det är en misstolkning att se faktor 10 som en höjning av resursproduktiviteten.

Varför just faktor 10 och inte faktor 20 eller 7,82? Resonemanget som leder fram till just faktor 10 bygger på en rekommendation från International Panel on Climate Change (IPCC), att koldioxidhalten i atmosfären inte skall överstiga 500 ppm år 2050. Detta innebär att de antropogena utsläppen av koldioxid behöver halveras jämfört med utsläppsnivån 1990. Schmidt-Bleek utför med detta som grund en beräkning utifrån vissa antaganden om befolkningsökningen och att den utsläppta koldioxidmängden fördelas jämnt. Hans slutsatser är att den industrialiserade världen behöver sänka sina utsläpp med omkring en faktor 10. För Sveriges del skulle det bli betydligt mindre, i dagens situation innebär en rättvis fördelning av utsläppen (dvs. lika stora utsläpp per person) en halvering⁷ = faktor 2.

Fördelningen mellan länder av rätten att släppa ut koldioxid är en viktig fråga i internationella klimatförhandlingar som äger rum inom ramen för klimatkonventionen. Ett sätt att göra detta är att fördela utsläppen mellan länderna så att mängden utsläppt koldioxid per capita är lika stor i alla länder. Huruvida det är det bästa sättet att göra en rättvis fördelning tas inte ställning till här, men det är ett av de mest diskuterade alternativen.

Om man för över resonemanget till ett effektivitets/intensitetsmått exempelvis koldioxid/BNP innebär resonemanget att vid en relativt hög tillväxt kommer det att krävas betydligt mer än faktor 10 med avseende på koldioxidintensitet för att uppnå det uppsatta utsläppsmålet.

Faktor 10-begreppet har sedan förts över på materialanvändning och användning av naturresurser. Varför bör man då minska användningen av alla naturresurser med 90 %? Enligt Schmidt Bleek finns det flera anledningar till detta. Ett argument är att det är vetenskapligt omöjligt att kartlägga alla miljöeffekter som användningen av ett material medför. Detta är en mycket långtgående slutsats som innebär att exempelvis skadestödsanalys som metod för bedömning av miljökostnader i princip blir oanvändbar.

⁷ SOU 2000:23.

Exemplet koldioxid används för att illustrera svårigheten med att bedöma miljöeffekter av materialanvändning. Koldioxid är en central kemisk förening som byggsten för växter via fotosyntesen. Koldioxid är också i högsta grad en naturlig förening så till vida att den förekommer i atmosfären utan mänsklig påverkan. Trots koldioxidens självklara plats i ekosystemen har det visat sig att alltför stora tillskott av denna gas i atmosfären har kraftiga miljöeffekter (i dag är åtminstone de flesta forskare eniga om att så är fallet). Klimatfrågan ses i dag av många som det högst prioriterade globala miljöproblemet. Utifrån exemplet med koldioxiden dras slutsatsen att det kan finnas fler ämnen som ingår i komplexa orsakssamband med avseende på miljöpåverkan. Av denna anledning är ett stort mått av försiktighet på sin plats, vilket enligt författaren motiverar en minskning av materialanvändningen med 90 %.

De mått som förekommer mest flitigt i faktor 10-sammanhang är MIPS (Material Input Pro unit Service) och det närbesläktade begreppet den ekologiska ryggsäcken. MI (Material Input) är den mängd material som flyttats för att producera en vara och MIPS är mängd material som flyttats för att utföra en tjänst. En viss mängd material flyttas vid produktionen av en bil (MI) och för varje km som den körs sjunker MIPS-värdet (mängd flyttat material per personkilometer). Bilens ekologiska ryggsäck är lika med MI.

Allt material som flyttas räknas in i MIPS – såväl det vatten som passerar vattenkraftverket i samband med energiproduktion som gråberg som måste flyttas för att utvinna malm – och allt vägs samman i kg. Författaren konstaterar själv att det är skillnad mellan dioxin och sand men hävdar samtidigt att utsläpp av dioxin aldrig hotat biosfärens stabilitet utan endast orsakat hälsoeffekter på människor. Hans slutsats är att det är befogat att väga ihop material kg för kg.

MIPS skall ses som ett enkelt och lättkommunicerat relativmått på miljöpåverkan. Författaren kritiserar användningen av livscykelanalyser. Han konstaterar att det är svårt att jämföra olika analyser med varandra och att det ofta är beställaren av analysen vars produkter som har minst miljöpåverkan och att det finns klara trovärdighetsproblem. MIPS är inte först och främst en vetenskaplig metod för bedömning av miljöpåverkan liksom priset i pengar inte alltid är det sanna värdet av en produkt enligt Schmidt-Bleek.

Schmidt-Bleek diskuterar också andra mått såsom FIPS (the surface [Fläche] coverage per unit service) och TOPS (the ecotoxic exposure per unit service) som mått på yta (jämför ekologiskt fotavtryck) och mått på ekotoxicitet (jämför EEA, 1999), men han

utvecklar inte detta resonemang. Resursproduktivitet är endast begreppet MIPS inverterat och detta är även lika med ekoeffektivitet enligt författaren. Det konstateras även att energianvändning inte är någon bra indikator på miljöpåverkan utan att det är den materialanvändning som energianvändningen ger upphov till som är central. Energianvändningen säger inte tillräckligt om miljöpåverkan, eftersom den icke antropogena energianvändningen är så mycket större än den antropogena till skillnad från situationen på materialsidan.

Resonemanget kopplas till ett massbalansperspektiv. Det material som människan utnyttjar försvinner inte utan omfördelas. Vissa kemiska processer förekommer som förändrar de kemiska föreningarna, men i stort är det fråga om en ren omfördelning. Vidare hävdas att människan är anpassad till de biologiska omständigheter som råder på jorden och att de förändringar som vi åstadkommer leder till en försämring av livsbetingelserna. Slutsatsen är att vi måste minska omflyttningen, ty den förstör på sikt våra möjligheter att överleva. Framförallt gäller det den "fattiga" världen som har mindre möjligheter att skydda sig mot en mer fientlig levnadsmiljö.

En utveckling av resonemanget är att kostnaderna för att skydda sig mot en sämre miljö ökar över tiden samt att resursåtgången stiger för att själva producera de tjänster som naturen tidigare givit oss. Undvikande av dessa kostnader är intäkter av att föra en faktor 10-inriktad politik enligt författarens synsätt.

Schmidt-Bleek hävdar också att naturens förmåga att assimilera utsläpp överskattas i traditionell miljöpolitik. De utsläppta ämnena sprids ut och blir mycket svåra att mäta men resultatet blir att utsläpp ackumuleras i naturen.

Faktor 10 skall tolkas som en genomsnittlig minskning av materialanvändningen för de 20 % av jordens befolkning som använder 80 % av jordens resurser ur ett MIPS-perspektiv (OECD, f.d. östländer, oljeproducerande länder samt de asiatiska tillväxtekonomierna). Minskningen med 90 % skall dock genomföras och mätas främst på nationell nivå. Den stora minskningen hos de nämnda länderna skall möjliggöra en jämn fördelning av resurserna. Hur utjämnningen skall ske i praktiken diskuteras dock inte.

Schmidt-Bleek framhåller som en fördel med MIPS att måttet underlättar jämförelser och kan ingå som en del i beslutsunderlag exempelvis rörande eventuellt genomförande av projekt och inte minst vid livscykelanalyser. Författaren tar också upp nackdelar med måttet MIPS, t.ex. att det inte tar upp ytan som krävs för viss

produktion och inte gör skillnad på olika materials toxicitet. Han säger i detta sammanhang att analyser baserade på MIPS inte är menade att ersätta analyser rörande ekotoxicitet, något som motsägs i andra delar av hans material.

3.1.2 Granskning av faktor 10-begreppet

Att jorden inte kan klara en så hög nivå på resursanvändningen som den nuvarande i industriländerna kan bero på två saker. För det första att resursanvändningen orsakar alltför omfattande miljöproblem⁸, för det andra att de ändliga resurserna tar slut eller sprids ut så att de inte längre kan utnyttjas. I enlighet med diskussionen i förra kapitlet kommer framställningen här att inriktas på miljöpåverkan av resursanvändning.

Det finns en nära koppling mellan materialanvändning i form av fossila bränslen och utsläpp av koldioxid p.g.a. små möjligheter till rening. I genomgången av begreppet faktor 10 konstaterades att om IPCC:s rekommendationer är korrekta och utsläppen av koldioxid skulle fördelas rättvist på lång sikt skulle västvärlden behöva minska sina utsläpp med 90%.

Det finns möjligheter att lagra koldioxid i uttömda fossilbränslekällor och därigenom skulle sambandet mellan införsel i systemet och miljöpåverkan vara försvagat, även då det gäller fossilbränslen. Detta skulle göra faktor 10-angreppssättet mindre lämpligt (jämför Holmberg och Karlsson, 1999). Lagring av koldioxid kan dock inte på kort sikt sägas utgöra något realistiskt alternativ i stor skala, varför förbränning av fossila bränslen kommer att bidra till utsläppen av koldioxid även framöver. Energinnehållet och därmed nyttan av att använda vissa bränslen varierar emellertid mellan olika alternativ, vilket förbises när materialanvändningen är målvariabel.

Reduktioner i storleksordningen faktor 10 får ändå ses som relevanta att diskutera när det gäller fossila bränslen och koldioxid men går detta att överföra på andra utsläpp eller på resursanvändning generellt sett? Motiveringen att av försiktighetsskäl minska *all materialanvändning* för att vi inte vet vilken inverkan det enskilda materialet har på miljön är att dra försiktighetsprincipen mycket långt. Frågan är varför man ska gå omvägen via MIPS istället för att analysera miljöpåverkan direkt?

Det är motsägelsefullt när undersökningar som visat att *utsläppen* generellt behöver minska med en faktor 10 för att säkerställa en

⁸ Överutnyttjande av förnybara resurser innefattas här i miljöproblemet.

ekologisk balans används som bevis för att *materialanvändningen* bör minska med 10 ggr. I Sverige har exempelvis svavelutsläppen minskat med ungefär faktor 10 sedan 1980 och försurningsituationen har därigenom förbättrats. Detta är dock ett resultat av en miljöpolitik inriktad på utsläppsminskningar och som resulterat i framförallt ökande reningsinsatser och byte av bränsle från hög- till lågsvavlig olja.

Förbättrade möjligheter att bevara den biologiska mångfalden tas upp som ett argument för en politik inriktad på att uppnå faktor 10. En högre materialintensitet sägs generellt kunna försvåra för arters överlevnad. Detta orsakssamband kan ifrågasättas, åtminstone ur ett svenskt perspektiv. Den främsta orsaken till den artutrotning som skett i Sverige är förändrade metoder inom jord- och skogsbruket samt de minskande uppodlade och betade arealerna men även förändrade fiskemetoder (ökande andel trålning) har haft betydelse⁹.

I exempelvis Holmberg och Karlsson¹⁰ konstateras att faktor 10 och måttet MIPS inte klarar att hantera exempelvis läckage från soptippar eftersom detta skulle göra att en del material skulle räknas två gånger. Det är helt uppenbart att ett materialflöde kan ha miljöeffekter i flera skeden, något som förbises vid användning av MIPS.

Det är inte alltid flödet av material som har störst miljöpåverkan. Utsläpp av metaller sker till stor del via korrosion och beror därför mer av materialstocken än av flödet, varför exempelvis återvinning inte är någon lösning. En förbättrad kvalitet på metallerna, som minskar förlusterna genom korrosion, kan dock leda till längre livslängd på produkterna och därigenom minskat materialflöde. För att åstadkomma mest effekt är det nödvändigt att studera strukturen på ett metallflöde. En lämplig åtgärd kan vara att begränsa användningen av vissa metaller i de flöden som har stort läckage vidare ut i naturen. Material som ingår i produkter med lång livslängd hanteras sämre med ett flödesperspektiv som MIPS än material i produkter med kort livslängd. En begränsning av inflödet av material ger dock mindre avfall i framtiden och därigenom potentiellt mindre läckage av metaller från avfallsupplag.

Det är självklart inte så att materialanvändningen generellt är ointressant ur ett miljöperspektiv. Att använda den aggregerade materialanvändningen som mått är emellertid föga meningsfullt.¹¹

⁹ Gärdenfors, ed. (2000).

¹⁰ AFR, (1999).

¹¹ Ett av de föreslagna gröna nyckeltalen är just TMR – total materialanvändning.

Utredningen kommer att diskutera faktor 10 i termer av total resursbesparing eftersom det handlar om ett absolut och inte ett relativt mått. Begreppet faktor 4 är däremot ett relativt mått på resursanvändning och följdaktligen bara till en del besläktat med faktor 10 (se vidare avsnitt 3.2.1). Faktor 4 gör inte anspråk på att, som faktor 10, vara ett mått på miljöpåverkan. Weizäcker m.fl. (1998) betecknar faktor 10 i absoluta tal som en möjlig ”quick and dirty” metod för en sådan analys men säger att det finns mer exakta metoder för analyser av miljöpåverkan.

I Sverige har en generell tillämpning av faktor 10 kritiserats av Kågeson¹². Hans slutsatser, som i stora drag delas av utredningen, är:

- Begreppet är inte tillräckligt precist för att kunna användas för lagstiftning eller internationella överenskommelser.
- Sambandet mellan materialanvändning/energianvändning och miljöpåverkan är svagt med undantag för användning av fossila bränslen och koldioxidutsläpp.
- MIPS tenderar att underskatta betydelsen av flöden av exempelvis farliga kemikalier.
- Faktor 4 är ett mer användbart begrepp än faktor 10, eftersom det är mer viktat i likhet med begreppet ekoeffektivitet.
- Faktor 10 är mindre användbar som indikator än etablerade begrepp som exempelvis miljöjusterade nationalräkenskaper.

Att begreppet faktor 10 är generellt och trubbigt har givetvis både fördelar och nackdelar. Fördelarna är att det är lätt kommunicerat och uttrycker en viktig målsättning: att minska trycket på miljö och naturresurser. Det är däremot i allmänhet mindre lämpat att använda som grund för specifika åtgärder.

Det finns endast, som Kågeson framhåller, en svag koppling mellan materialanvändning (respektive energianvändning) och miljöpåverkan generellt sett, med undantag för fossila bränslen. Kågesons analys är mer riktad mot måttet MIPS och faktor 10-begreppet – analysen innebär inte att materialanvändning är oväsentlig i ett miljöperspektiv. Gruvbrytning har stora lokala miljöeffekter, och om man summerar de lokala miljöeffekterna är det också betydelsefullt ur ett globalt perspektiv. Det är emellertid inte mängden utan den kemiska sammansättningen av gruvavfallet som är den viktigaste bestämningsfaktorn för miljöpåverkan.

¹² Kågesons kritik återfinns i AFR, (1999). Se även Sandström AFR, (2000).

Med en ensidig fokusering på materialanvändning riskerar man att missa små materialflöden med stora negativa miljöeffekter, exempelvis kemikalier. En kartläggning av alla materialflöden kan emellertid vara en förutsättning för att kunna identifiera *vilka* flöden som är lämpliga att se över med hänsyn till miljöeffekterna. Då faktor 10-begreppet förs över från klimatkussionen till materialanvändning/energianvändning blir det inte lika användbart, eftersom all materialanvändning/energianvändning inte har tydlig och framförallt inte samma miljöpåverkan. Det är m.a.o. inte befogat att minska användningen av alla resurser i samma utsträckning. Kågeson avfärdar i likhet med utredningen kopplingen mellan materialanvändning och miljöpåverkan som svag.

Schmidt-Bleek konstaterar att det krävs utveckling av mätmetoder för att lyckas med konventionell miljöpolitik, vilket är lätt att hålla med om. När det gäller klimatproblematiken pågår ett omfattande och väl utvecklat internationellt samarbete för att nå globala lösningar. Det är svårt att se hur faktor 10-begreppet kan bidra positivt i den processen.

Faktor 10 kan tänkas vara användbart som begrepp på mer detaljerad nivå, när det gäller t.ex. fosfor eller vissa speciella metaller. Begreppet är emellertid avsett att gälla all materialanvändning på nationell nivå och inte specifika ämnen.

Det finns i dag ett stort intresse i näringslivet för satsningar på resurseffektivisering. Begreppet faktor 10 spelar här en roll som inspirationskälla. Dessa satsningar sker på frivillig bas och kostnaderna avvägs noga mot intäkterna.

Vid jämförelse mellan produkters miljöpåverkan riskerar MIPS-kalkyler att leda till orimliga slutsatser. Exempelvis ger införande av blyfri bensin, dvs. ersättning av bly med andra additiv, endast marginellt utslag i termer av MIPS trots att detta inneburit mycket stora miljöförbättringar. I exempelvis Ayres & Ayres¹³ jämförs olika dryckesförpackningar utifrån vikt. Resultatet blir att aluminiumburkar är att föredra framför returglas, vilket inte stämmer helt överens med analyser gjorda utifrån andra perspektiv. En undersökning ur ett miljösystemperspektiv gav det omvända resultatet¹⁴. Det visar sig att antaganden om energiproduktionens sammansättning är utslagsgivande, om energitillförseln är till övervägande del bestående av fossila bränslen faller jämförelsen klart ut till returglasets fördel.

¹³ Ayres & Ayres, (1999).

¹⁴ Miljö- och Energiministeriet, Miljöstyrelsen, (1998).

Ett ofta använt argument är att MIPS är lätt att mäta och underlättar bl.a. snabba livscykelanalyser av olika produkter samt gör olika livscykelanalyser jämförbara med varandra. MIPS är dock inte så lätt att mäta som det ger sken av vid en första anblick. För att kunna räkna ut en produkts MIPS-värde behöver man bland annat veta graden av renhet hos exempelvis den malm som en metall har utvunnits ur, verkningsgrad hos smältverket, energitillförselns sammansättning och bränslenas ursprung. För de transporter som ingått i produktkedjan behöver man veta hur många mil lastbilen kört innan den transporterar just den aktuella produkten och hur långt den kommer att gå, om den går tom tillbaka eller om produkten fick åka med på en färd som skulle ha gjorts ändå. Att mäta de utsläpp som sammanhänger med framställningen av en produkt behöver nödvändigtvis inte vara mer komplicerat.

En viktig fråga i samband med faktor 10-begreppet gäller medel för att komma till rätta med rättviseaspekten. Hur skapas mekanismerna som är nödvändiga för att göra det möjligt för utvecklingsländer att tillgodogöra sig det ökade resursutrymme som faktor 10 är avsett att skapa? Denna fråga behandlas inte alls av Schmidt-Bleek, vilket är en brist i framställningen.

För att komma närmare en hållbar utveckling via en minskning av materialflödet (dematerialisering) krävs att detta kompletteras med en förändring av beståndsdelarna i flödet (transmaterialisering). Detta är inget som kommer att ske genom den pågående ekonomiska utvecklingen utan måste understödjas med policyåtgärder samt arbete med organisering, design och teknisk utveckling.

Vissa beståndsdelar i materialflödet kommer med stor sannolikhet att behöva öka för att möjliggöra en utveckling mot ett hållbart samhälle. Om miljöpolitiken skall bedrivas med inriktning mot resurseffektivisering torde det krävas en genomgång och prioritering av vilka ämnen som kan tillåtas öka i användning.

En ökande funktionsförsäljning framställs av Schmidt-Bleek som en väg att dematerialisera ekonomin och därmed förbättra miljösituationen. Dematerialisering som strategi för att uppnå miljöförbättringar har dock samma svagheter som själva faktor 10 begreppet, nämligen länken mellan materialanvändning generellt mätt i kg och miljöpåverkan. I de fall företag är mer effektiva än hushållen på att utföra tjänsten innebär en ökande funktionsförsäljning en effektivisering av ekonomin, men det betyder inte med nödvändighet minskad miljöpåverkan (se diskussion i kapitel 7). På en väl funge-

rande marknad kan företagen antas tillhandahålla tjänster istället för produkter om detta skulle vara mer lönsamt (se vidare kapitel 6).

En studie¹⁵ som gjorts angående metallframställning i USA visar på en koppling mellan dematerialisering och miljöförbättringar inom metallindustrierna. Författarna betonar dock att till en del beror detta på att metaller substitueras bort mot andra material med annan miljöpåverkan, vilket mycket väl kan innebära att nettot i hela ekonomin är en försämring av situationen.

Ayres¹⁶ argumenterar för att inta ett massbalansperspektiv när man utformar styrmedel på miljöområdet. För att det ska vara möjligt krävs dock en omfattande datainsamling. Olika sorters material och avfall har olika miljöeffekter. Det är därför nödvändigt att göra någon form av viktning/värdering för att kunna välja rätt nivå för eventuella styrmedel. Varken energianvändning eller total materialanvändning är meningsfulla som bedömningsgrund för en jämförelse mellan olika företags miljöpåverkan¹⁷. Författaren nämner även MIPS som exempel på ett sådant olämpligt mått och exemplifierar med svårigheten att sätta likhetstecken mellan gråberg och arsenik.

Resonemanget utvecklas vidare genom att visa på svårigheterna att jämställa förflyttning av material utan att ta hänsyn till var förflyttningen görs. Många förflyttningar, framförallt inom gruvhanteringen, rör mycket korta sträckor. I flera fall hamnar materialet tillbaka ungefär på den plats där det låg från början, exempelvis vid återfyllning av gruvhål. En stor del av de förflyttningar av material människan gjort kan till och med sägas ha bidragit till att förbättra livsbetingelserna och möjliggjort den stora befolkningsökning som skett de senaste århundradena.

Värdering av miljöskadligheten hos olika material har varit föremål för många studier. Det är dock inte så många som koncentrerat sig på kemikalier och tungmetaller utan de flesta har varit inriktade på luftutsläpp av framförallt svavel. I Ayres (1998) redovisas resultat från ett antal studier. Värdet av svavelutsläpp varierar mellan de olika studierna i ett spann mellan 4 och 1971 US\$ (1993 års priser) per ton. För exempelvis kadmium redovisas ett värde på 10729 US\$/kg. Självklart finns det stora metodproblem vid uppskattning av miljökostnaden av utsläpp. Men det finns flera fördelar med att

¹⁵ Ruth, (1998).

¹⁶ Ayres & Ayres, (1998).

¹⁷ Både energianvändning och materialanvändning är två av de s.k. Gröna nyckeltalen. SOU 1999:27, Miljövårdsberedningen.

ändå genomföra värderingsstudier för att ha en grund för prioritering av var åtgärder behöver sättas in.

3.1.3 Näraliggande mått

I debatten om huruvida vi har en hållbar utveckling används en rad olika begrepp för att beskriva situationen. Dessa mått har en del gemensamt, men de bygger samtidigt på olika grundantaganden om vilka parametrar som är nödvändiga att mäta och som bäst illustrerar utvecklingen.

Ett rättvist miljöutrymme

”Rättvist miljöutrymme är den mängd resurser som kan användas för ett lands befolkning, utan att tvinga andra människor i världen, nu eller i framtiden, att nöja sig med mindre.”¹⁸ Med resurser avses i studien framförallt markanvändning, icke förnybara råmaterial, energianvändning och utsläpp av koldioxid m.m. Begreppet har tagits fram av Jordens Vänner som är en miljöorganisation och en del av Friends of the Earth International. Begreppet lanserades för första gången på Riokonferensen¹⁹.

Miljöutrymmet är den förbrukning av naturresurser och de därmed sammanhängande utsläppen som är möjlig, utan att äventyra den biologiska mångfalden eller framtida generationers möjligheter att försörja sig. Rättvisan uttrycks i Jordens vänners studie som att varje land eller region har rätt till samma miljöutrymme räknat som genomsnitt per innevånare.

Utredningen uppfattar begreppet ”rättvist miljöutrymme” mer som en illustration av att flertalet av alla resurser är skevt fördelade globalt sett än som ett operationellt mått på utvecklingen av miljötillståndet. Att diskutera användbarheten ur utredningens perspektiv blir inte helt rättvist, eftersom begreppet inte är direkt ämnat att vara ett operationellt mått.

Miljöutrymmet skiftar beroende på hur gränserna dras mellan olika regioner, vilket uppmärksammades när studien Hållbara Europa²⁰ genomfördes. Beroende på om Ryssland räknades in i Europa eller inte varierade det hållbara uttaget av skogsråvara med

¹⁸ Miljöförbundet Jordens Vänner, (1997).

¹⁹ UNCED (1992), Rio de Janeiro.

²⁰ Friends of the Earth, (1995).

omkring 100 %. Detta exempel visar på svårigheterna med att kvantifiera vad som är hållbart för olika individer i olika områden.

Det krävs en stor mängd information för att göra det möjligt att bestämma vilket som är det rättvisa miljöutrymmet för varje individ i en region. För att kunna uppnå den enligt Jordens vänner ideala situationen krävs ingrepp från staten. Utredningen ställer sig frågande till hur en sådan politik skall bedrivas. För att möjliggöra genomförandet krävs bland annat en mycket omfattande datainsamling till mycket höga kostnader.

Jordens Vänner hävdar i "Mål och beräkningar för ett hållbart Sverige"²¹ att miljöutrymmets fördelning även måste utjämnas inom landet. En rik familj använder sex gånger så mycket energi som en låginkomstfamilj och därför måste den rika familjen ställa om mest.

Det kan starkt ifrågasättas varför det är just energianvändningen eller miljöutrymmet som skall fördelas rättvist. Det överskuggande målet måste vara att tillgodose människors basbehov i ett globalt perspektiv och inte att skapa ett potentiellt miljöutrymme för eventuellt senare utnyttjande. Krav på välfärdsomfördelning borde gälla välfärd/konsumtionsmöjligheter i allmänhet och inte någon särskild resurs.

Ekologiskt fotavtryck

Ekologiskt fotavtryck är en variant av ett begrepp som fördes fram redan på 1960-talet av Borgström²². Det kallades då spökarealer och syftade till att synliggöra den areal som åtgick för livsmedelsproduktion i andra, ofta fattiga, länder. Odum²³ har också fört fram liknande tankar där han uppskattat den areal av ekosystem som städer kräver för sitt "uppehälle".

Ekologiskt fotavtryck²⁴ avser den landarea som behövs för att upprätthålla nuvarande konsumtionsnivå inklusive assimilera utsläpp från en given befolkning. Enligt författarnas beräkningar skulle det i dagsläget behövas ytterligare två jordklot för att klara resursförbrukningen, om alla jordens invånare hade samma konsumtionsmönster som genomsnittssamerikanen. Det finns en viss mängd ekologiskt produktivt land och om alla jordens invånare

²¹ Miljöförbundet Jordens Vänner, (1998).

²² Borgström, (1967).

²³ Odum, (1989).

²⁴ Rees och Wackernagel, (1994), In: Jansson, (eds), (1994).

skulle leva på samma nivå som i västvärlden räcker den arean inte till. Begreppet har också använts på mikronivå för att exempelvis analysera fiskodling²⁵.

Förespråkarna för användning av begreppet ekologiska fotavtryck anser att det inte är en framkomlig väg att satsa på resurseffektivitet, eftersom en relativ resurseffektivisering ofta leder till en ökning av den totala resursanvändningen. De hänvisar till olika studier som anför att energieffektivisering ofta leder till ökad tillväxt och därmed en ökad energiförbrukning. Energieffektivisering höjer också marginalproduktiviteten hos energi vilket också ökar efterfrågan. Det hävdas också att energiåtgången per BNP-krona inte minskat i någon nämnvärd utsträckning, vilket bestrider en eventuell avlänkning mellan energi och ekonomisk tillväxt (se utförlig diskussion i avsnittet om energihushållning).

Ekologiska fotavtryck fokuserar på användning av förnybara resurser. Klarar jorden av att försörja en befolkning med ökande konsumtionsbehov? Slutsatsen är att om alla levde på samma nivå som en genomsnittssamerikan räcker inte jorden till.

Sett i ett globalt perspektiv är levnadsvillkoren för människor starkt skiftande. Beroende på medeltemperatur varierar uppvärmningsbehov etc. Det är inte självklart att behoven behöver uppfyllas på exakt samma sätt överallt. Levnadsstandarderna är troligen lika höga i länder med förnybar energitillförsel som i länder, där energitillförseln till största delen baseras på fossilbränslen.

Det är uppenbarligen så att prismekanismen inte fungerar lika väl för alla varor och tjänster. Framförallt är detta fallet med utnyttjandet av miljöns assimilationsförmåga, men att det inte sker någon typ av anpassning till knapphet på även denna resurs är dock att underskatta ekonomins anpassningsförmåga. Miljöpolitiken i många länder kan ses som ett sätt att minska fotavtrycken. Skatter och avgifter har införts som en anpassning till att det finns kostnader relaterade till ökat utnyttjande av miljöns förmåga att ta hand om utsläpp.

Den viktigaste invändningen mot detta begrepp är av samma typ som mot faktor 10, nämligen den att egenskaperna för olika kvadratmetrar skiljer sig åt och därför är det föga meningsfullt att addera dem. Det är också svårt att utläsa om utvecklingen går åt rätt håll, eftersom begreppet inte tar hänsyn till om användningen av ytan ifråga minskar eller ökar möjligheten att använda ytan till något som bidrar till mänsklighetens försörjning i framtiden. Exem-

²⁵ Folke och Kautsky, (1996).

pel på detta är att vissa varianter av jordbruk förstör möjligheterna för framtida generationer genom att de leder till erosion etc. Andra sätt att bruka jorden höjer värdet för kommande generationer genom att förbättra mullkapitalet, vilket gör att samma yta kan bli än mer produktiv i framtiden.

Argumenten som förs fram är inte nya. De tidiga utsagorna från exempelvis Malthus och Ricardo byggde delvis på en föreställning om att ytan inte skulle räcka till för både energi (ved) och livsmedelsproduktion. Historiskt har användningen av fossila bränslen, men även användningen av förnybar energi som vatten- och vindkraft, möjliggjort och möjliggör en viss avlänkning mellan ytanvändning och tillväxt. Med klimatproblematiken i åtanke får möjligheterna att fortsätta använda fossila bränslen sägas vara små och en omfattande satsning på förnybar energi är önskvärd. Ytan som krävs för att producera energi i framtiden behöver inte med nödvändighet minska möjligheterna till ekologisk produktion. Forskning bedrivs exempelvis för att förändra utformningen på fundamenten vid havsbaserad vindkraft i syfte att gynna blåstången och därmed fiskproduktionen i Östersjön.²⁶

Den grundläggande problemställningen i begreppet ekologiskt fotavtryck har diskuterats i många sammanhang. En av de mest kända artiklarna som behandlar ämnet och som drar slutsatsen att den primära produktionen hos de terrestra ekosystemen inte räcker till är Vitousek m.fl. (1986). Framtidsutsikterna har dock bedömts betydligt ljusare i andra sammanhang²⁷ där mänsklighetens negativa inverkan på primärproduktionen anses vara av liten betydelse för mänsklighetens överlevnad. Det finns också bedömningar som ger vid handen att den tillgängliga arealen för odling är upp till 3 ggr större än dagens användning.²⁸

När man diskuterar bedömningar på denna aggregeringsnivå finns alltid utrymme för tolkningar, eftersom dataunderlaget med nödvändighet inte kan vara exakt. FAO:s statistik för matproduktionen i världen per capita visar på en ökande tillgång totalt men sjunkande i Afrika.²⁹ Detta indikerar att problemen snarare är intragenerationella än intergenerationella. Sannolikt har politisk instabilitet och väpnade konflikter en stor betydelse för livsmedelsförsörjningen – någonting som inte ryms inom begreppet ett ekologiskt fotavtryck. I exempelvis "Tillståndet i världen" diskuteras or-

²⁶ Ny Teknik, (14 juni 2000).

²⁷ Exempelvis i Beckerman, (1995).

²⁸ Preston, (1996).

²⁹ Neumayer, (1999).

saker till svält och det konstateras att brist på livsmedel inte främst orsakas av dåliga skördar och bristande tillgång på fruktbara jordar. Det som lyfts fram som den viktigaste orsaken till låg tillgång på mat är samhällets organisation.

På mikronivå blir begreppet eventuellt mer användbart genom att på ett ”nytt” sätt belysa resursåtgången för olika företeelser. Samtidigt är det nödvändigt att veta på vilket sätt de ytor som ingår brukas för att kunna bedöma miljöeffekterna.

Liksom beträffande faktor 10 kan man ställa frågan: vad ska fotavtrycken användas till? Begreppet har tydliga brister och avsaknad av viktning mellan olika sätt att använda ytor gör att jämförelser mellan länder blir missvisande. Länder som satsar på en miljövänligare produktion får inte med säkerhet ett mindre fotavtryck. Handel mellan regioner gör också att varje enskild region i någon mening är självförsörjande i mindre utsträckning än tidigare. Det behöver inte vara negativt varken ur miljö- eller rättviseperspektiv vilket anspelas på i vissa skrivningar.

I Sverige verkar diskussionen om risken för en minskad jordbruksareal och medföljande mindre biodiversitet närmast peka i riktning mot en vilja att öka fotavtrycken. Ökade fotavtryck kan således vara positivt i vissa områden och negativt i andra.

3.2 Mått på resurseffektivisering

Dessa mått har karaktären av relativmått dvs. påverkan på miljö alternativt åtgången av resurser relateras till någon typ av aktivitet exempelvis ekonomisk och måtten blir därför ofta BNP-relaterade. Relativmått har fördelar när man vill mäta förändringar inom en verksamhet. Svagheten är att ett sådant mått inte säger något om totalnivån på exempelvis utsläpp.

3.2.1 Faktor 4-begreppet

Faktor 4 är ett begrepp som skapats av Weizäcker m.fl. och begreppet beskrivs i en rapport till Romklubben i juni 1995. Med faktor 4 avses att vi kan och bör öka resursproduktiviteten fyra gånger – välfärden som erhålls från en viss mängd av en naturresurs kan fyrdubblas, dvs. vi kan fördubbla levnadsstandarden och samtidigt använda hälften så mycket naturresurser. Historiskt sett har en ökad arbetsproduktivitet varit synonymt med framgång. Det

främsta syftet med faktor 4- begreppet är att istället fokusera på produktiviteten i användandet av naturresurser.

Det antas också att det finns möjligheter att effektivisera resursanvändningen till negativa kostnader, dvs. att effektiviseringen går med vinst. Genom att satsa på resurseffektivisering får företaget/landet konkurrensfördelar gentemot andra länder och därmed en bättre ekonomisk utveckling än vad som annars vore fallet (jämför diskussionen av den s.k. Porterhypotesen i kapitel 4). Mycket av innehållet rör möjligheter till effektivisering av energi-användningen och detta diskuteras därför i kapitel 6.

Resurseffektivisering inbegriper även ökad användning av förnybar energi, även om detta inte ska ses som en allmängiltig lösning. I ett avsnitt diskuteras även koleffektivitet, dvs. samma eller ökad aktivitet men lägre utsläpp av koldioxid.

All effektivisering som diskuteras i faktor 4-rapporten är dock inte energieffektivisering. Även minskad användning av bekämpningsmedel, konstgödsel inom exempelvis jordbruket behandlas. En ökad användning av perenna växter som är anpassade till klimatet och befintlig jordmån på odlingsplatsen skulle kunna ge en kraftig resurseffektivisering.

Effektivisering av transporter är också en central del i faktor 4 sammanhang. Framförallt förespråkas utfasning av gamla och ineffektiva fordon samt en ökad andel kollektivtrafik och bättre planering av bostadsområden.

Författarna anser att man istället för statliga regleringar bör utnyttja marknadskrafterna (via ekonomiska styrmedel) för att genomföra resurseffektivisering. Det är dock nödvändigt att ta bort hinder samt förändra felaktiga incitamentsstrukturer för att förbättra marknadens funktionssätt.

En del av innehållet i begreppet faktor 4 rör nödvändigheten att internalisera de externa effekterna, m.a.o. sätta pris på miljön. Utredningen delar helt denna uppfattning. Detta fördes fram i exempelvis Miljökostnadsutredningen³⁰ redan på 1970-talet och har resulterat i en omfattande tillämpning av ekonomiska styrmedel i svensk miljöpolitik. Skatteväxling lyfts fram av Weizäcker m.fl. som en åtgärd för att förbättra ekonomins funktionssätt. Att priset styr resursanvändningen kan tala för en sådan åtgärd, men i praktiken finns också svårigheter med skatteväxling (se exempelvis SOU 1997:11).

³⁰ SOU 1978:43.

Åtgärder som exempelvis syftar till öka utskrotningstakten av bilar för att erhålla en mera effektiv bilpark kan vara relevanta (givet att driften har större miljöpåverkan än stocken). En sådan åtgärd går dock i en motsatt riktning mot vad som diskuteras i faktor 10-sammanhang, där det hävdas att apparaters varaktighet bör öka för att minska omsättningen av material i samhället.

En ökning av andelen förnybar energi liksom höjd koleffektivitet (minskade utsläpp av koldioxid per BNP) är en förbättring i faktor 4-termer. Resonemanget ligger i linje med utredningens inställning men skiljer sig helt från resonemanget inom faktor 10, där användningen av alla naturresurser skall minskas.

Den viktigaste svagheten hos begreppet faktor 4 är att det är ett partiellt mått fokuserat endast på en typ av resurser. Eftersom det ändå innehåller en viss prioritering av vilka resurser som ska sparas blir måttet i den meningen mer meningsfullt än faktor 10.

3.2.2 Ekoeffektivitet

I Naturvårdsverkets rapport "Resurseffektivitet"³¹ hänvisas till WBCSD:s (World Business Council for Sustainable Development) definition av ekoeffektivitet. Med ekoeffektivitet menas där att i ett livscykelerspektiv gradvis kunna minska de ekologiska effekterna och den resursintensitet som följer av att under fri konkurrens kunna tillfredställa mänskliga behov av produkter och tjänster. De sammanlagda miljöeffekterna ska rymmas inom jordens bärkraft.

Ekoeffektivitet definieras i OECD-rapporten "Ecoefficiency" (1998) mera rättframt som "förädlingsvärde" per den sammanlagda miljöpåverkan som uppstått under produktionen. Måttet är definierat på olika nivåer från företags-, och sektorsnivå upp till ett nationellt plan. När utredningen i fortsättningen diskuterar ekoeffektivitet är det utifrån OECD:s definition.

Måttet är ett produktivetsmått som syftar till att belysa åtgången av icke prissatta miljöresurser i produktionen och på flera sätt snarlikt faktor 4. Måttet tar således endast hänsyn till åtgången av miljöresurser och kan sägas vara missvisande i den meningen att det inte redovisar hushållningen med övriga resurser. Men givetvis är det lika "missvisande" att endast redovisa någon annan form av delproduktivitet som exempelvis arbetsproduktivitet. Om åtgärder ensidigt inriktas på att höja ekoeffektiviteten riskerar man att för-

³¹ Naturvårdsverket, (1999).

skjuta problemen med misshushållning till andra områden (se diskussion om total resursproduktivitet i avsnitt 3.3.6).

3.2.3 Effektivisering av kemikalieanvändning

Resurseffektivisering med avseende på kemikalieanvändning kan vara en intressant ansats, även om ekoeffektivisering kan tänkas vara ett mer relevant begrepp i detta fall. Ansatsen skulle kräva en omfattande kartläggning och sammanvägning av kemikalier med hänsyn till deras miljöpåverkan för att kunna hanteras.

För att kunna diskutera i termer av resurseffektivisering måste någon typ av sammanfattande mått definieras. Ett förslag har förts fram av EU:s miljöbyrå (EEA)³². Där presenteras en indikator som består av ett urval av kemikalier som sätts i förhållande till utvecklingen av BNP och visar på en ökande trend. Ett sådant urval är naturligtvis mycket lätt att ifrågasätta och EEA:s förslag har tydliga brister. Det är ändå ett steg i rätt riktning för att hantera det komplexa problemområdet.

Kemikalieinspektionen har skapat ett index för bekämpningsmedelsanvändningen³³ som är mycket intressant. Måttet innehåller en viktning av farligheten hos de verksamma substanserna som kopplas till försåld mängd och därför ger möjlighet att bedöma riskförändringar över tiden. Detta index var inledningsvis sjunkande men har de sista åren visat en ökning. Orsakerna till detta bör utredas närmare, kanske framförallt betydelsen av den förändrade jordbrukspolitiken efter EU-inträdet och relativprisförhållandet mellan mekanisk (som beror bl.a. på dieselpriiset) och kemisk ogräsbekämpning.

Generellt kan sägas att det behövs stora arbetsinsatser i syfte att utveckla metoder ämnade att kommunicera förändringar av utsläpp/hantering av kemikalier över tiden.

3.3 Monetära mått

I många sammanhang diskuteras om det över huvud taget är möjligt att värdera miljö i pengar. Det finns emellertid starka skäl för att använda "kronor och ören" som mått på värde också i detta sammanhang. I samhället används dagligen pengar som mått för att

³² EEA, (1999).

³³ Se exempelvis Jordbruksverket, (1998).

prioritera mellan olika alternativ. Hur mycket som satsas på t.ex. trafiksäkerhet är egentligen inget annat än uttryck för en indirekt värdering av människoliv. I en värld av knappa resurser behövs ett mått för att väga ihop och prioritera mellan olika behov och värdering i pengar är det medel som används i de allra flesta fall. Det stora problemet är att det i dag, fortfarande, trots stora framsteg inte finns någon objektiv metod för att sätta monetära värden på alla resurser. Det är möjligt att det aldrig kommer att finnas ett sådant p.g.a. det normativa inslaget i värdering av miljöresurser. I avvaktan på en brett erkänd metod finns inget realistiskt alternativ till dagens metoder, men givetvis kompletterade med känslighetskalkyler.

3.3.1 Miljöjusterad nationalprodukt ³⁴

Nationalräkenskaperna används bl.a. för att beräkna bruttonationalprodukten (BNP), dvs. summan av värdet av alla varor och tjänster som produceras för slutlig användning under ett år. Olika ansatser har gjorts för att justera BNP med avsikt att måttet bättre ska avspegla välfärdsutvecklingen. Bland de justeringar som ofta görs finns bl.a. anpassning av BNP till förslitning av miljön, samt att ta hänsyn till det obetalda arbetet som bidrar till människors välfärd. Begreppet "obettalt arbete" används ofta för att skilja hushållsarbete från fritid. Arbete kan definieras som sådant som kan överlåtas på annan person, till exempel matlagning och reparationer. Sådant man gör på fritiden som att sova, lyssna till musik eller motionera kan man inte överlåta till annan person, alltså är det inte arbete. Däremot är vård av en gammal och sjuk släkting arbete.

Sedan mitten av 1970-talet har det förts fram krav på att BNP skulle justeras för de miljöproblem som produktionen ger upphov till. Kraven på en s.k. grön BNP ledde fram till ett förslag till förändringar i hanteringen av nationalräkenskaperna. Manualen för nationalräkenskaper reviderades i början på 1990-talet. I samband med detta fördes det fram synpunkter på att göra det möjligt att justera eller komplettera nationalräkenskaperna så att hänsyn kunde tas till såväl miljöpåverkan som hushållsproduktion.

Lösningen blev inte ett förändrat BNP-mått, utan ett system av s.k. satelliträkenskaper till nationalräkenskaperna. I Sverige kallas dessa miljöräkenskaper. Utvecklingen av miljöräkenskaperna är ett regeringsuppdrag som grundas på förslag från Miljöräkenskapsut-

³⁴ Framställningen bygger på SCB (2000), Hushållen och miljön.

redningen³⁵. Regeringsuppdraget gavs våren 1992 till tre myndigheter, Statistiska centralbyrån (SCB), Konjunkturinstitutet (KI) och Naturvårdsverket.

SCB fick i uppdrag att utveckla fysiska miljöräkenskaper, KI att utveckla miljöekonomiska modeller samt ansvara för forskning och utveckling kring monetära miljöräkenskaper, Naturvårdsverket att beskriva tillståndet i de svenska ekosystemen och hur dessa förändras.

Miljöräkenskaperna vid SCB syftar till att utveckla och förbättra miljöstatistiken samt att utveckla ett system för fysiska räkenskaper relaterat till ekonomiska aktiviteter som de beskrivs i nationalräkenskaperna. I praktiken innebär detta att utveckla en miljö- och naturresursstatistik som kan kopplas till de bransch-, varugrups- och sektorsindelningar som används i nationalräkenskaperna.

I princip skall miljöräkenskaperna täcka in:

- Redovisning av naturresurserna samt deras förändringar för utvalda ändliga eller förnybara resurser. Frågor kring monetär värdering av detta naturkapital samt kvalitativa aspekter som inte värderas på marknader eller på annat sätt, t.ex. friluftsvärden och biodiversitet.
- Flöden av material genom ekonomin samt de utsläpp och de avfall dessa flöden ger upphov till. Hittills har fokus framför allt legat på att beräkna utsläpp till luft, framför allt baserat på energianvändning. Detta gäller de flesta länder som arbetat med miljöräkenskaper, varför det finns ganska goda möjligheter att göra komparativa analyser. Under senare år har även materialflöden, utsläpp till vatten och avfall börjat kopplas till räkenskaperna.
- Ekonomiska variabler i nationalräkenskaperna som är relevanta ur miljösynpunkt. Det kan å ena sidan gälla företags egna investeringar och andra utgifter för miljön i form av ny teknik/processer med miljöprofil, eller de miljöskatter de faktiskt betalar för utnyttjandet av miljön. Här handlar det således om att beskriva hur kostnader för miljön internaliseras. Å andra sidan försöker man också klassificera verksamheter med miljöprofil för att bl.a. kunna se hur stora andelar av förädlingsvärde, sysselsättning, export etc. som genereras av företag som har en bättre miljö som affärsidé.

³⁵ SOU 1991:37.

Miljöräkenskaperna redovisar bl.a. utsläppen till luft av koldioxid, svaveldioxid och kvävedioxider genom att räkna om förbrukningen av energi till emissioner. För mobila källor sker fördelningen av skattade utsläpp mellan olika typer av fordon och arbetsredskap, över produktionsbranscher och konsumtion. Processutsläppen beräknas direkt mot bakgrund av den faktiska förbrukningen av energi, för de olika företagsenheterna och branschklassificeras på detta sätt.

Utsläppsberäkningarna görs branschvis och det är denna branschfördelning som utgör kärnan i räkenskaperna. Den gör det möjligt att associera utsläpp till en specifik verksamhet och därmed till olika förädlingsvärdekedjor. All slutlig användning av varor och tjänster kan på detta sätt relateras till alla de utsläpp som de gett upphov till i olika förädlingsled.

Den branschfördelade miljöstatistiken kan användas på olika sätt. Ett är att sätta utsläppen per bransch i relation till andra mått på branschnivå, som t.ex. förädlingsvärde, sysselsättning eller exportvärde. Detta ger s.k. miljöprofiler, som är en pedagogisk modell för att illustrera nyckeltal.

Förutom det arbete som sker inom ramen för miljöräkenskaperna görs en mängd andra analyser kring frågor som har att göra med hållbar utveckling och relationen mellan ekonomi och miljö. I vissa fall är det ekonometriska analyser av t.ex. sambandet mellan miljöskatter, utsläpp och sysselsättning eller produktion. I andra fall rör det sig om mer fullskaliga modellsimuleringar, där fokus kan ligga på effekter av förändringar i miljöskatter. Miljöräkenskapsdata behövs för flera slags modellkalkyler, och framför allt i s.k. flersektorsmodeller där varje produktionssektor förändrar produktionsnivåer och därmed utsläpp p.g.a. ändrad efterfrågan och ändrade priser i ekonomin.

Dagens miljöräkenskaper präglas av för låg detaljeringsgrad. För att kunna göra exempelvis ekonometriska studier av resursanvändning krävs långa konsistenta tidsserier. Detta har inte beaktats i tillräcklig utsträckning, framför allt inom nationalräkenskaperna.

KI:s roll är bl.a. att använda miljöräkenskapsdata från SCB för att genomföra framåtriktade kalkyler avseende ekonomisk tillväxt, miljöeffekter och inverkan av miljöpolitik. Sådana modellkalkyler har använts bl.a. för att beräkna effekterna för svensk ekonomi av Kyotoprotokollets krav på reduktioner i utsläpp, av långtidsutredningen³⁶ och av denna utredning för att simulera framtidsscenarier.

³⁶ KI, bilaga 2 till Långtidsutredningen (1999).

Flera analyser gjordes också i samband med den s.k. Skatteväxlingskommittén. Också dessa kalkyler genomfördes i en s.k. allmän jämviktsmodell. Analyserna tog fasta på dels övergripande välfärds-effekter³⁷ (dvs. förändringar i total produktion och konsumtionsutrymme), dels fördelningsinriktade studier avseende både konsumenter³⁸ och branscher.

Monetära miljöräkenskaper tar endast hänsyn till årets utsläpp av valda ämnen per bransch. För att mäta om utvecklingen är hållbar måste man beräkna en nettonationalprodukt där kapitalförslitning (inklusive naturkapital) ingår.

Ett så aggregerat mått som en miljöjusterad nationalprodukt i monetära termer är relativt ohanterligt ur policysynpunkt. Det ger dock en god bild av den totala utvecklingen och tack vare systematiken i uppbyggnaden går det att leta sig bakåt för att analysera förändringar i mindre aggregat. Det förtjänar dock att upprepas att det finns stora brister i sätten att uppskatta skadekostnader och kunskapsluckor på många områden som gör att det i dag inte är möjligt att operationalisera begreppet.

3.3.2 Nationalförmögenheten

Istället för att mäta marginella förändringar i en miljöjusterad nationalprodukt kan man mäta det samlade kapitalet – nationalförmögenheten. Att mäta nationalförmögenheten, inklusive naturkapital, gör det möjligt att se om nationens samlade tillgångar ökar eller minskar. Detta har diskuterats i många sammanhang.³⁹ Om de samlade tillgångarna minskar visar det att utvecklingen inte är förenlig med hållbar utveckling.

Naturkapitalet är det sammanlagda värdet av de existerande naturresurserna, både förnybara och ändliga. Det finns av förklarliga skäl svårigheter med värdering av de ingående beståndsdelarna i detta omfattande begrepp. De ändliga resurserna såsom exempelvis malm kan värderas utifrån sitt marknadspris, medan andra resurser som fungerande ekosystem oftast kräver andra typer av värderingsmetoder.

I exempelvis LU 99/00 görs en omfattande genomgång av natur- och miljöresurser i Sverige ur detta perspektiv. Utredningen kom-

³⁷ Harrison & Kriström i SOU 1997:11.

³⁸ Hansson & Brusewitz i SOU 1997:11.

³⁹ SOU 1997:37, bilaga 11 till Långtidsutredningen 1992 och exempelvis Jernelöv, (1992).

mer därför att inrikta sig på en kort och principiell diskussion med avseende på naturkapital.

De ändliga resurserna och flera av de förnybara resurserna kan enligt ovan relativt enkelt värderas via sitt marknadspris. Den fortskridande tekniska utvecklingen kommer dock att förändra användningen och därmed också värderingen av dessa typer av naturresurser.

En form av användning av naturkapital som kanske inte inses omedelbart är utnyttjandet av naturen som mottagare av avfall och föroreningar. Förenklat kan man dela in detta utnyttjande i två typer. För det första avfall som är i princip miljömässigt neutralt som exempelvis icke förorenade schaktmassor, biologiskt nedbrytbart avfall etc., för det andra utsläpp/avfall med direkt miljöpåverkan som t.ex. svaveldioxid. Det finns givetvis ingen knivskarp gräns mellan de två olika typerna men uppdelningen har klara fördelar för resonemanget.

Den första typen av utnyttjande är i princip ett volymproblem dvs. avfallet tar plats, vilket innebär en kostnad eftersom man kunnat utnyttja denna yta för andra ändamål. I likhet med utnyttjande av ändliga resurser är detta något som marknaden kan tänkas reglera spontant via markpriserna. För den andra typen av utnyttjande finns klara kopplingar till användandet av förnybara resurser. Vid ett överutnyttjande av naturens assimilationsförmåga kan en skada uppstå som ruckar balansen i systemet och omöjliggör vidare användning av resursen för samma eller andra ändamål. Det finns oftast heller ingen etablerad marknad för rätten att släppa ut vissa substanser och man kan därför inte förvänta sig att en optimal lösning ska uppstå spontant utan ingripande från exempelvis myndigheter.

För utnyttjande av resurser som endast är förnybara inom ett visst intervall, exempelvis fiskbestånd⁴⁰ och assimilationsförmågan hos naturen, är det uppenbart att man inte kan förvänta sig att marknadens värdering av naturkapitalet med automatik skall överensstämma med samhällets.

Hur bör då användningen dessa typer av naturkapital värderas och eventuellt regleras⁴¹ för att säkerställa en samhällsekonomiskt önskvärd situation? Detta har diskuterats utförligt i många sammanhang och det sker en ständig fortsatt utveckling av dessa metoder. Utredningen ger här en kortfattad beskrivning av olika tillvägagångssätt.

⁴⁰ Se kapitel 9 för vidare diskussion.

⁴¹ Olika styrmedels för- och nackdelar diskuteras utförligt i kapitel 10.

Första steget är att identifiera de olika typer av värden som behöver tas med förutom marknadsvärdet, som kan bestå av kostnader för produktionsbortfall. De värden som brukar diskuteras är indirekt marknadsvärde (ekologiska funktioner som vattenrening i våtmarker), optionsvärde (ev. framtida värden som medicinråvaror), arsvärde (värde av att lämna resurser till kommande generationer) och existensvärde (värde baserat på vetskapen om den fortsatta existensen av utrotningshotade arter). När man identifierat alla typer av värden kommer valet av metod för att uppskatta dessa.

Exempel på värderingsmetoder är att:

1. Bedöma skadekostnaden genom att använda olika metoder för uppskattning av värdet av det förbrukade naturkapitalet, brukar benämnas *skadekostnadsmetoden*. Eftersom flera av de ingående värdena hos naturkapitalet inte har något marknadspris får man försöka att antingen räkna fram ett sådant genom att gå omvägar via varor tjänster som har ett marknadspris eller via en intervjuundersökning få individer att uppskatta värdet av skadan.

Exempel på den första varianten är *fastighetsvärderingsmetoden*. Man studerar värdet på fastigheter i det påverkade området och jämför med ett opåverkat men i övrigt likvärdigt område. De skillnader i värdering som man avläser är en uppskattning av minskningen av värdet på naturkapitalet. En metod som bara kan användas innan skadan har skett är *reskostnadsmetoden*. Den går ut på att man via besökskostnad och besöksfrekvens uppskattar värdet av ett bevarat naturområde.

Den andra huvudinriktningen som bygger på en intervjuundersökning brukar kallas *Contingent valuation method (CVM)* här översatt till värdering på en hypotetisk marknad. Genom intervjuer/enkäter försöker man uppskatta betalningsviljan för att exempelvis bevara ett område opåverkat. En vanlig invändning är att framförallt CVM-metoden innebär en överskattning av värdet på grund av att intervjupersonen inser att han eller hon inte kommer att krävas på faktisk betalning av den summa som uppgetts vid intervjutillfället.

2. Uppskatta kostnaden av att undvika att skadan uppkommer och använda detta som en approximation på värdet av skadan, brukar benämnas *undvikandekostnadsmetoden*.

3. Beräkna kostnaden för att återställa naturkapitalet i ursprungligt skick, *återställandekostnadsmetoden* (se avsnitt om miljöskulden).

I diskussionen kring hållbar utveckling har mycket kommit att handla om synen på naturkapital. Ett synsätt är att allt naturkapital är utbytbar och att det är de totala nettoinvesteringarna som ska hållas konstanta för att säkerställa en hållbar utveckling. Detta brukar också kallas det svaga hållbarhetskriteriet. Andra anser att naturkapitalet inte är utbytbar och därför måste bevaras intakt för att man ska kunna sägas ha en hållbar utveckling - det starka hållbarhetskriteriet.

I bilaga 7 till LU 99/00 framhålls att allt naturkapital inte är utbytbar och att för vissa resurser krävs någon form av ingripande för att säkerställa att s.k. kritiska belastningsgränser inte överskrids, men att det samtidigt inte är realistiskt att bevara ändliga resurser intakta. Resurseffektivitetsutredningen delar i stort LU:s inställning till begreppet hållbar utveckling. Utredningen anser att analyser av användningen av naturkapital bör inriktas på förnybara resurser, eftersom det främst är överutnyttjande av dessa som kan skapa problem.

För att kunna behålla en optimal mängd naturkapital måste man ta hänsyn till skillnaderna mellan de olika kapitalformernas framtida värdeförändringar. En intressant infallsvinkel på hur värdet av olika slags kapital förändras över tiden har presenterats av Krutilla och Fischer (1975). Deras resonemang går ut på att människor i framtiden, ju högre inkomster de har, kommer att värdera naturkapital relativt högre än andra former av kapital om inkomstelasticiteten för konsumtion av miljö är högre än 1 (dvs. om miljö är en superior vara).

Det är troligt att värdet av att utnyttja naturkapital (på ett sätt som minskar dess värde, ofta genom irreversibla förändringar) genom stora investeringar i exempelvis dammbyggen kommer att deprecieras över tiden. Vartefter den tekniska utvecklingen fortskrider och nya alternativ tillkommer sjunker värdet på anläggningen. Investeringar i naturkapital kommer däremot att apprecieras efter hand som tillgången på naturkapital minskar. Det är också möjligt att satsningar på att bevara vissa naturtyper i reservat leder till att dessa områden blir än mer artrika och därmed ännu värdefullare på sikt. Kvaliteten höjs därmed och i och med det värdet på kapitalet, även om inte tillgången eller värderingarna ändras. För att göra en korrekt värdering när investeringsbeslut görs krävs att man tar hän-

syn till skillnader i de olika kapitalslagens värdeförändring över tiden.

I LU-92⁴² dras slutsatsen att ett så aggregerat mått som nationalförmögenheten ger liten vägledning om hur miljöpåverkan förändrats och därför inte är så användbart. Mot detta resonemang kan invändas att en sammanställning av naturkapitalet, som en del av nationalförmögenheten, synliggör förändringar i detsamma. Det blir möjligt att följa utvecklingen av det samlade kapitalet, något som inte registreras i miljöräkenskaperna.

3.3.3 Världsbankens Genuine savings

Världsbanken arbetar med ett mått som benämns ”Genuine savings”. Måttet fokuserar begreppet sparande. Om sparandet är positivt innebär det att förmögenheten ökar, om sparandet är negativt innebär det en icke hållbar utveckling. Utgångspunkten är en beräkning av nationers naturkapital, producerade tillgångar och mänskligt kapital. ”Genuine savings” utgår från det ”vanliga” sparandet i nationalräkenskaperna, och justeringar görs för bl.a.:

- utgifter för utbildning; dessa ses inte som konsumtion utan som investeringar,
- avskrivning/förslitning av producerade tillgångar,
- förbrukning av förnybara råvaror (nettoförbrukning) och ändliga råvaror,
- miljöskador som en följd av koldioxidutsläpp.

I arbetet har resultatet räknats ut för mer än 100 länder vilket gör måttet intressant för jämförelser. Måttet är relativt nära besläktat med nationalförmögenheten.

3.3.4 Miljöskuld

Miljöskuld är ett begrepp som först presenterades av Jernelöv i SOU 1992:58 och som utgår ifrån att miljön ska återställas till en given nivå. För skog gäller en nivå där man har möjlighet att uppnå en högsta uthålliga avkastning (sustainable yield). Depåer av gifter som har byggts upp i naturen skall oskadliggöras genom destruktion alternativt immobilisering (förhindra spridning). Kostnaden

⁴² Bilaga 11 till Långtidsutredningen, (1992).

beror givetvis på ambitionsnivån för återställandet. Miljöskulden beräknas då miljöpåverkan uppträder återkommande som det kapital som behövs för att generera tillräcklig avkastning för att täcka årskostnaden (exempelvis kalkning vid försurning). En del av skulden beräknas utifrån de rika världens miljöbelastning per capita där Sveriges del beräknas utifrån genomsnittet. Som följd av Sveriges relativt resten av västvärlden låga miljöpåverkan resulterar en sådan approximation i en överskattning av den svenska miljöskulden.

Begreppet miljöskuld bygger på att man beräknar återställandekostnaden och därigenom kommer fram till om samhället är hållbart i meningen att miljöskulden inte ökar: lånar vi naturresurser från kommande generationer eller har vi börjat betala av?

I viss mening kan man kvitta investeringar i annat kapital, exempelvis kunskapsuppbyggnad, mot en ökande miljöskuld. Det står dock utom tvivel att det finns vissa begränsningar i utbytbarheten och att vår generation höjer kostnaderna för underhåll av naturkapital (exempelvis kalkning). Tillgångarna räknat i ren miljö måste därför beaktas noga.

En svaghet hos begreppet miljöskuld är att de riktigt svåra skador som med nuvarande teknik är irreversibla hamnar utanför sammanställningen. Detta är en svårighet som detta mått delar med flertalet andra försök att värdera miljöskador - en värdering till 0 kr är dock svår att acceptera. Ett alternativ är att beräkna den uteblivna inkomsten från den förbrukade resursen och uppskatta vilket kapital som krävs för att uppnå en avkastning som motsvarar densamma.

Den kanske största stöttestenen är frågan om återställandet. Till vad ska naturen återställas? Har dagens skogsbruk mer gemensamt med ett "naturligt" tillstånd än gårdagens svedjebruk kombinerat med skogsbete? Synen på vilken natur vi vill ha kommer troligtvis att förändras över tiden och därmed också nivån på miljöskulden. Miljöskuldsbegreppet verkar vara användbart i viss utsträckning som någon form av förmögenhetsbegrepp men det borde även i praktiken knytas samman med tillväxt/minskning av andra kapitalformer för att ge ett mer fullödigt underlag. Begreppet kan utgöra ett komplement till exempelvis monetära miljöräkenskaper.

3.3.5 Välfärdsindex

De enda brett använda måtten på utveckling som existerar i dag är nationalprodukt och nationalinkomst. Användningen av dessa mått

kritiseras ofta. Exempelvis resulterar trafikolyckor i diverse ekonomisk aktivitet som förändrar sammansättningen av BNP, men de uppkomna skadorna bokförs inte som värdeminskning.

Beskrivningar av välfärdsått går ofta ut på att söka objektivt beskriva individens eller hushålls levnadsförhållanden. Intresset ligger då främst på sådant som konkreta inkomster, bostadsstandard, hälsa etc. Mer kompletta ått på välfärd och utveckling behöver också fånga upp miljö och resursaspekter, sociala aspekter och etiska aspekter (t. ex. mänskliga rättigheter).

I ambitionen att följa välfärdens utveckling måste man följa ett stort antal indikatorer. Frågan är sedan om det är meningsfullt att väga samman ett antal indikatorer för att få fram ett index som ger en samlad bild av välfärden.

Human Development Index (HDI)

Bland de icke-monetära index som tillämpas är UNDP:s Human Development Index det mest etablerade. HDI baseras på tre parametrar⁴³:

- livslängd (förväntad livslängd vid födsel),
- utbildningsnivå (mäts genom läskunnighet och skolgång),
- levnadsstandard (eller ”verklig” BNP per capita).

HDI är för grovt för att vara intressant för att beskriva utvecklingen i Sverige. För de första två parametrarna ligger Sverige högt: livslängd 78 år och läskunnighet 99 %. Den tredje parametern: ”verklig” BNP räknas fram genom Atkinsons formel för ”inkomsternas nytta” där inkomsten omräknas beroende på hur jämnt den fördelas på befolkningen. Sammantaget gör detta att HDI för Sverige i dag i huvudsak påverkas av BNP som ju är ett ått som vi redan använder. Samtidigt är det givetvis viktigt att notera de höga värdena på de ingående parametrarna som ett resultat av en positiv samhällsutveckling. Måttet är också användbart för att kunna jämföra skillnader mellan länder.

OECD driver ett samarbetsprojekt som kallas ”Measuring development progress”⁴⁴, med ett index baserat på följande parametrar:

- förekomst av extrem fattigdom (under 1 dollar per dag),

⁴³ UNDP, (1998).

⁴⁴ [Http://www.oecd.org/dac/indicators/htm/slides.htm](http://www.oecd.org/dac/indicators/htm/slides.htm)

- läskunnighet för människor mellan 15-24 år,
- dödlighet för barn under 5 år,
- barnfödslar,
- tillgång till säkert vatten.

Även detta index är mer inriktat på länder i tredje världen, och således mindre användbart med avseende på att följa välfärdsutvecklingen i Sverige. Det påminner till stor del om HDI.

Index of Sustainable Exonomic Welfare (ISEW)

Forskarna Herman Daly och J. Cobb har utvecklat ISEW – Index of sustainable economic welfare⁴⁵. Syftet med ISEW är att det ska vara ett verktyg för att inkludera sociala och miljömässiga faktorer i beräkningen av den ekonomiska välfärden. Utgångspunkten för indexberäkningen är den privata konsumtion, som hämtas ur nationalräkenskaperna. Utifrån detta sker ett stort antal justeringar, nedan ges några exempel.

Sociala justeringar:

- inkomstfördelningen, som Daly & Cobb uttrycker det: ”an additional thousand dollars in income adds more to the welfare of a poor family than it does to a rich family”,
- obetalt arbete, arbete i hemmet inräknas,
- hälsovård och utbildning, kostnader för dessa områden ses som positiva för välfärden,
- trafikolyckor och kostnader för pendling, detta ger avdrag på ISEW.

Miljömässiga justeringar som alla sänker indexet:

- vatten- och luftföroreningar,
- förlust av naturkapital, t.ex. för oljeförbrukning och då jordbruksmark bebyggs,
- långsiktig miljöförstöring, t.ex. ozonuttunnning och klimatpåverkan.

En pilotstudie för Sverige publicerades 1996⁴⁶. Studien fick mycket kritik då den presenterades. Studien byggde endast på den statistik

⁴⁵ Daly & Cobb, (1989, 1994).

⁴⁶ Jackson och Stymne, (1996).

som fanns tillgänglig vilket innebar att mätningen inte gav ett fullständigt resultat i enlighet med ISEW:s kriterier.

Det har gjorts ett stort antal forskningsstudier med ISEW-bereäkningar för olika länder. Måttet har dock inte blivit etablerat på myndighets- och regeringsnivå. ISEW är på samma sätt som MNP ett omfattande mått med fördelar och nackdelar. Vissa beståndsdelar i ISEW som trafikolyckor och pendling gör att uppbyggnaden blir mindre systematisk och måttet mer svårtolkat än exempelvis MNP.

3.3.6 Total resursproduktivitet⁴⁷

Resurseffektivitet är ett produktivetsmått som syftar till att visa hur mycket naturresurser som går åt för att producera en viss mängd av en vara eller tjänst. Eftersom naturresurser bara är en del av de resurser som åtgår vid produktion av varor och tjänster blir ett sådant mått ett partiellt produktivetsmått som är likartat med begreppet ekoeffektivitet (förädlingsvärde/åtgång av miljö). Svårigheten med partiella mått är att man bortser från helheten och det kan leda till att den totala produktiviteten sjunker fast delmålet indikerar en höjning. Bl.a. i faktor 4-diskussionen⁴⁸ har framhållits att produktiviteten i användningen av naturresurser (framförallt de som ej har ett marknadspris) inte har vägts in tidigare vid beräkningar av produktivitet trots att dessa gjort anspråk på att mäta den totala faktorproduktiviteten (TFP). Det traditionella måttet TFP mäter enbart de prissatta resurserna, arbetskraft och kapital, vilket gör att åtgärder som är riktade till att höja produktiviteten hos naturresurser som inte ingår i systemet nästan uteslutande sänker TFP. Det finns undantag där åtgärder som är riktade mot miljöförbättringar också leder till en bättre hushållning med prissatta resurser och därigenom ger en ökad TFP (se diskussionen om Porterhypotesen i kapitel 4). Det finns enligt utredningens mening starka skäl för att komplettera TFP med åtgången av miljöresurser och erhålla ett mått som bättre återspeglar total resursåtgång än vad som är fallet i TFP.

Ett mått som har en högre grad av relevans för miljöpåverkan av resursanvändning är begreppet total resursproduktivitet. Det är en utvidgning av begreppet total faktorproduktivitet från att innefatta

⁴⁷ Detta avsnitt bygger i stora delar på Repetto, (1996).

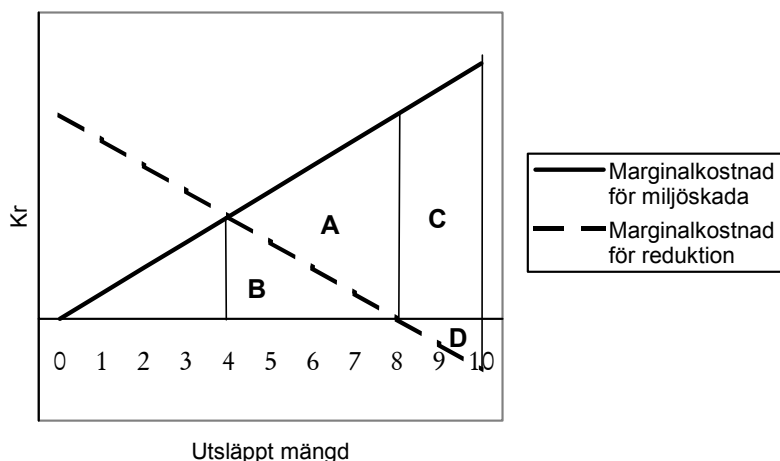
⁴⁸ Weizäcker m.fl. (1998).

prissatta resurser såsom arbete och kapital till att även omfatta icke prissatta miljöresurser.

En produktionsanläggning producerar dels varor som säljs på marknaden dels biprodukter (varav en del kan representera externaliteter). Exempel på biprodukter är allt från koldioxid och kadmium till buller och spillvärme. Företagets produktion värderas utifrån marknadsvärdet på varorna medan biprodukterna oftast inte värderas alls. Vid studier av produktivitetens utvecklingen har det närmast varit regel att inte värdera produktionen av biprodukter⁴⁹.

I en del fall kan man t.o.m. fråga sig om företagets produktionsprocess höjer eller sänker värdet av det material som används i produktionen. I fallet med svensk varvsindustri fanns i slutfasen en period när plåten i princip var mer värd innan man gjorde fartyg av den än efteråt (ett resultat av ineffektiv, subventionerad produktion). I normala fall är produkten värd mer än materialet som den tillverkas av, men när värdet av miljöpåverkan vägs in kan situationen förändras. Om man inte tar hänsyn till kostnaderna för effekter av biprodukter, både miljömässiga och andra, riskerar analysen att leda helt fel.

Figur 3.1. Effektiv allokering av utsläppsmängd.



Marginalkostnadskurvan för miljöskada mäter kostnaden i kr för att släppa ut ytterligare en enhet av ett ämne. Marginalkostnadskurvan för utsläppsreduktion representerar kostnaden för att undvika utsläpp av ytterligare en enhet av ämnet ifråga. När marginal-

⁴⁹ Jämför kapitel 9, olika användningar av skogsresursen.

kostnaden för skada är lika stor som marginalkostnaden för reduktion befinner man sig i en effektiv situation.

Traditionella produktivetsberäkningar visar en ökning endast om satsningar på miljöförbättringar samtidigt leder till en lägre företagsekonomisk kostnad för produktion av varan ifråga. Endast en utsläppsminskning från 10 till 8 enheter (yta D) skulle höja produktiviteten medan alla ytterligare minskningar skulle leda till en försämring av produktiviteten eftersom minskningen av skada inte prissätts på marknaden. De förbättringar som sker av miljötillståndet värderas inte och detta gör då att man ofta drar slutsatsen att miljöregleringar sänker produktiviteten. Om man däremot använder begreppet total resursproduktivitet skulle minskningar ner till 4 enheter innebära produktivetsförbättringar, vilket också överensstämmer med en samhällsekonomiskt effektiv situation.

Studier gjorda av EPA (Amerikanska Naturvårdsverket) visar på att värdet av de miljöförbättringar som gjorts i enlighet med Clean Air Act överstiger kostnaderna med omkring 15 ggr. Skattningar av det här slaget kan alltid ifrågasättas, men att värdera förbättringarna till noll är inte självklart en bättre uppskattning.

I Repettos undersökning (1996) föreslås ett rättframt sätt att utveckla produktivetsberäkningar så att de innefattar även miljöpåverkan. Metoden går ut på att se utsläppen som biprodukter i den industriella processen och väga samman värdet av dessa med värdet av själva varuproduktionen. Om utsläppen ökar mindre än produktionen kommer det justerade måttet att visa på en högre produktivitet än det traditionella och om produktionen är konstant samtidigt som utsläppen sjunker leder det till samma resultat.

Metoden kan sägas beräkna ett slags nettoproduktivitet utifrån samhällets värdering av produktionen. Detta är ekvivalent med att föra in kostnaderna för användning av miljöresurser på motsvarande sätt som man gör med de marknadsprissatta resurserna såsom exempelvis arbetskraft. Resultatet blir i båda fallen att minskad miljöpåverkan får en positiv påverkan på produktiviteten. I en OECD-rapport⁵⁰ diskuteras olika sätt att mäta miljökravens inverkan på produktivetsutvecklingen och denna metod lyfts fram som en möjlighet att korrigera det mer traditionella sättet att mäta.

Regleringar som begränsar användningen av exempelvis bekämpningsmedel syftar till (med ett produktivitetssynsätt) att höja produktiviteten med avseende på resursen miljö. I en studie⁵¹ mäts åtgången av miljö i form av bl. a. halten bekämpningsmedel i

⁵⁰ OECD, (1997).

⁵¹ Gollop, (1998).

grundvattnet (värdet av rent vatten). Resultatet är intressant och visar på ett instrument för att analysera miljörestriktioners påverkan i ekonomiska termer.

En analys av den totala resursproduktivitets utveckling inom det amerikanska jordbruket visar att under perioden 1972-1979 är den lägre än om produktiviteten mäts som TFP (Total Faktor Produktivitet) på grund av försämringar i miljötillståndet. Mellan 1979 och 1993 visar det sig att tillväxten är högre för den totala resursproduktiviteten än för TFP, beroende på förbättringar i miljötillståndet. Skillnaden mellan total resursproduktivitet och total faktorproduktivitet kan sägas vara lika med begreppet ekoeffektivitet. Hos Gollop görs dock inte anspråk på mäta den totala miljöpåverkan som brukar innefattas i begreppet ekoeffektivitet. Miljöpåverkan är här liktydigt med bekämpningsmedelsrester i grundvattnet. Jordbruk har givetvis fler miljöeffekter och tillvägagångssättet behöver utvecklas men fungerar väl som räkneexempel. Resultaten pekar också på nödvändigheten att integrera åtgången av resursen miljö i produktivetsberäkningar.

Det finns stora problem när det gäller att integrera miljöpåverkan vid beräkning av produktivetsutvecklingen. Värderingsteget kan dock i viss utsträckning hanteras genom att göra känslighetsanalyser vilket också görs av exempelvis Gollop i hans framställning.

Dataunderlag som krävs för den här typen av analyser behöver samlas in och systematiseras i större utsträckning än vad som görs i dag. Arbetet med att vidareutveckla miljöräkenskaperna är ett viktigt exempel. Även denna utredning har initierat ett sådant arbete, men mycket återstår att göra. Tidsserier för utsläpp kopplade till en detaljerad branschnivå är en sådan typ av data. SCB och Naturvårdsverket är centrala aktörer på detta område. Tidsserieperspektivet har hittills varit mycket styvmoderligt behandlat och situationen har dessutom förvärrats av en lång tidseftersläpning med avseende på framförallt miljöräkenskaperna.

3.4 System av indikatorer

Ett alternativ till att väga ihop olika variabler till ett mått i pengar eller kg är att göra system av indikatorer för att belysa utvecklingen. Indikatorer kan sägas ligga ett steg lägre i mätthierarkin och lämnar över mer av tolkningsarbetet till mottagaren. Minimikravet på en enskild indikator bör vara att det är entydigt om det är en

ökning eller en minskning av indikatorn som eftersträvas. Avsaknaden av viktning gör dock att mottagaren får prioritera och avgöra vilka indikatorer som ska få styra eventuella policyinsatser.

3.4.1 Miljöindikatorer

De facto

För att göra ett system med uppsatta mål hanterbart är det logiskt att sätta upp ett antal indikatorer som kan underlätta en uppföljning av måluppfyllelsen. Naturvårdsverket har tagit fram ett system av indikatorer⁵² som är tänkta att användas för uppföljning av de 15 beslutade miljömålen (se vidare avsnitt 10.4). Dessa indikatorer mäter exempelvis utsläpp av vissa ämnen som mer eller mindre direkt har påverkan på måluppfyllelsen.

Exempel på ingående mätobjekt är:

- Utsläpp av ammoniak i Sverige per år.
- Utveckling av arealen äldre lövrik skog på skogsmark (utanför reservat).
- Areal med miljöstöd för ekologisk odling.
- Antal terrängskottrar per år fördelat på fjällän.
- Kadmiumtillförsel till åkermark.
- Global årsmedeltemperatursförändring och årsmedelstemperatur i Sverige.

De flesta av dessa indikatorer har en nära koppling till uppfyllelsen av det miljömål som är avsett att mätas. Det är dock en mycket stor spännvidd mellan de ingående indikatorerna och det finns också exempel på mer långsökta mätobjekt som antal boende i tätorter med mer än 10 000 invånare och total energianvändning. De två sistnämnda är svårtolkade och det är svårt att veta hur dessa variablers utveckling belyser hur måluppfyllelsen fortskrider och om en ökning eller en minskning är eftersträvansvärd. Den stora spännvidden gör också att det är svårt att överblicka utvecklingen. En minskning av antalet ingående mått skulle vara att föredra och framförallt att kopplingen till måluppfyllelsen är tydlig. Som in-

⁵² Naturvårdsverket, (1998).

formationskälla är dock denna sammanställning tämligen heltäckande och användbar.

Gröna nyckeltal

Miljövårdsberedningen har tagit fram förslag till ett antal gröna nyckeltal som syftar till att följa den "ekologiska omställningen av samhället".⁵³ Olika myndigheter har sedan länge arbetat med att följa upp många olika indikatorer inom miljöområdet. Det nya med nyckeltalen är att man har valt ut några få indikatorer som publiceras återkommande men som regeringen ännu inte tagit ställning till. Utvalda indikatorer som avser att väl spegla helheten kallas internationellt för "headline indicators" (rubrikindikatorer).

Nyckeltalen är uppdelade på tre olika typer:

- mått på bakomliggande orsaker (1–3),
- mått på utsläppsnivåer och tillståndet i miljön (4–8),
- mått på omställningen hos viktiga aktörer (9–12).

De svenska gröna nyckeltalen är:

1. Energianvändning, totalt och relaterat till BNP, samt el för uppvärmning.
2. Materialanvändning, total materialomsättning samt avfall till soptipp.
3. Kemikalieanvändning, totala volymen hälso- eller miljöfarliga kemikalier.
4. Växthuseffekt, utsläpp av koldioxid.
5. Försurning, utsläpp till luft av svaveldioxid och kväveoxider.
6. Tätortsluft, bensenhalt i tätortsluft.
7. Övergödning, tillförsel av fosfor och kväve till hav.
8. Biologisk mångfald, förutsättningar i livsmiljöer samt andel skyddad skog.
9. Miljöanpassade färdsätt, andel kollektiva transporter till arbete och skola, samt antal km med bil per invånare och år.
10. Miljöanpassade inköp, inköp av miljömärkta produkter, samt miljöanpassad offentlig upphandling.
11. Kretslopp av näringsämnen, återföring av fosfor till odlingsmark.
12. Miljöanpassade arbetssätt, skolor med utmärkelsen Miljöskola, samt företag med Miljöledningssystem.

⁵³ SOU 1998:170 respektive SOU 1999:127.

De nyckeltal som främst har beröring med denna utredning är *energianvändning* och *materialanvändning*. Nyckeltalet *energianvändning* syftar till att mäta måluppfyllelsen för tre av de femton miljökvalitetsmålen:

- begränsad klimatpåverkan,
- bara naturlig försurning,
- säker strålmiljö.

Nyckeltalet *energianvändning* mäts på tre sätt:

- den totala energianvändningen i TWh/år,
- energieffektiviteten i TWh/BNP,
- mängden el för uppvärmning av bostäder och lokaler i TWh/år.

Nyckeltalet *materialanvändning* är ämnat att mäta måluppfyllelsen i fråga om:

- begränsad klimatpåverkan,
- grundvatten av god kvalitet,
- god bebyggd miljö,
- giftfri miljö.

Materialanvändning mäts på två sätt:

- mängden material som årligen tillförs samhället i ton per person och år,
- mängden avfall till soptipp i ton per år.

Det är tveksamt om nyckeltalet *energianvändning* kan sägas vara relevant som mått på hur den ekologiska omställningen av samhället fortlöper eller på graden av uppfyllelse för de mål som specificerats av miljöårsberedningen. Orsakerna till detta är flera.

På motsvarande sätt som för *materialanvändning* finns ingen direkt koppling mellan *energianvändning* i allmänhet och miljöpåverkan. *Energianvändning* är ett mycket vittomspännande begrepp som innefattar såväl användning av förnybar energi, exempelvis vindkraft, som fossil energi. Miljöeffekten av att använda vindkraft är väsensskild från miljöpåverkan vid exempelvis kolanvändning. Därför torde det vara direkt vilseledande att lägga ihop dessa utan någon som helst viktning, framförallt om man studerar förändringar på marginalen.

Det är inte svårt att tänka sig situationer där en högre *energianvändning* är nödvändig för att möjliggöra hushållning med andra resurser. Ett vanligt exempel är framställning av mekanisk massa

där materialutbytet är klart högre än vid framställning av kemisk massa men till priset av högre energianvändning per ton papper. Papper som framställts via den ena processen är inte helt jämförbart med det papper som framställs via den andra processen, så jämförelsen haltar en aning men belyser väl det principiella resonemanget. Vad som är miljömässigt bäst är inte självklart utan måste avgöras från fall till fall.

Som indikator på hur väl den ekologiska omställningen fungerar är energianvändningen därför inte speciellt användbar. Först måste man avgöra vad som är en förbättring, om det är en ökning eller minskning av nyckeltalet som är önskvärd ur ett miljöperspektiv. Efter att ha tagit ställning i den frågan behöver de olika energislagens miljöpåverkan viktas mot varandra för att ge någon värdefull information. En utveckling mot ett hållbart samhälle kan innebära ökad energianvändning så länge som energitillförseln sker med hänsyn till miljökostnaderna.

Måttet energianvändning per BNP är ett intensitetsmått på mycket aggregerad nivå vilket gör det svårt att särskilja bakomliggande orsaker till förändringar. Framförallt är måttet svårtolkat av samma anledning som är fallet med total energianvändning. Mängden el för uppvärmning i bostäder och lokaler är ett svårbegripligt mått. Det är inte sämre att använda el i bostäder och lokaler än för andra ändamål. Det finns många positiva miljöeffekter av eluppvärmning framförallt i tätbebyggda områden, utredningen ställer sig frågande till hur detta mått kan användas för att mäta utvecklingen mot ett hållbart samhälle.

Lämpligheten av att använda materialanvändning som indikator på miljöpåverkan har diskuterats i avsnittet 3.1.2. Måttet total materialanvändning kommer för Sverige att helt domineras av påverkan från byggkonjunkturen och världsmarknadspriset på järnmalm. Materialanvändningen som nyckeltal kommer därför endast att ha en mycket svag koppling till miljötillståndet. För att uppfylla målet en giftfri miljö är det tänkbart att materialanvändningen i kg kan behöva öka, medan sammansättningen förändras relativt mycket.

Mängden avfall till soptipp per år skulle bli ett mer användbart mått med någon typ av viktning av avfallets farlighet. Deponering kan inte sägas vara fel per definition.

Flera av de mått som ingår som gröna nyckeltal är dock av samma karaktär som i exempelvis i naturvårdsverkets förslag och flera är identiska med dessa. Dessa mått eller indikatorer är givetvis användbara på motsvarande sätt.

Internationellt

Det finns många utländska initiativ som liknar de svenska "gröna nyckeltalen". Tyskland, Holland, Danmark med flera länder har rubrikindikatorer. Även FN, OECD och EU arbetar med detta.

FN:s kommission för hållbar utveckling utvecklar indikatorer för hållbar utveckling. För närvarande arbetar ett antal "pilotländer" med att prova och kommentera nuvarande förslag på indikatorer. Målet är att år 2001 ha en standardiserad uppsättning indikatorer som ett verktyg att mäta nationella framsteg mot en hållbar utveckling. Dessa indikatorer ska då vara tillgängliga för alla länder att använda.

Worldwatch Institute, som årligen utkommer med miljörapporten State of the world, kommer också ut med en årlig rapport som kallas Vital signs⁵⁴. Deras "key indicators" är uppdelade på följande grupper: mat, jordbruk, energi, atmosfär, ekonomi, transport, kommunikation, socialt, militärt. Det som skiljer denna ansats från nationella ansatser är att indikatorerna beskriver den samlade utvecklingen i hela världen.

England ligger sannolikt främst på det här området, men det pågår mycket arbete i andra länder. Tyskland inleder under andra halvåret 2000 ett arbete med att ta fram 15 rubrikindikatorer för hållbar utveckling. OECD arbetar också på att ta fram hållbarhetsindikatorer som ska inkludera sociala dimensioner och andra utvecklingsindikatorer. EU:s DG-environment och European Environment Agency (EEA) arbetar med att ta fram indikatorer som integrerar miljö med andra delar av EU:s verksamhetsområden.

Vissa länder har utvecklat sammanvägningssystem för sina miljöindikatorer. Exempelvis har Tysklands miljöministerium utvecklat ett samlat miljöindex som kallas DUX (Deutsche Umwelt Index)⁵⁵. Det är således inte ett samlat index för hållbar utveckling men för hela miljödelen av hållbar utveckling. Det bygger på en sammanvägning av 6 indikatorer för klimatförändringar, luftkvalitet, mark, vatten, energi och naturresurser. Till varje indikator har kopplats ett mål. Ett poängsystem finns där maximum är 6 000 poäng, dvs. 1 000 poäng per indikator. På luftkvalitetsområdet har t.ex. ett mål satts upp om 70 % minskning av svavel-, kväve- och kolväteutsläppen till år 2010. När målet har uppnåtts till fullo ger det 1 000 poäng. Syftet med miljöindexet är således att på ett lättfattligt sätt beskriva utvecklingstendensen inom miljöområdet.

⁵⁴ Worldwatch Institute, (1999).

⁵⁵ <http://www.umweltbundesamt.de/dux/index.htm>

3.4.2 Sociala indikatorer

Nedan ges exempel på svenska och utländska initiativ där ambitionen är att genom många indikatorer spegla välfärdsutvecklingen.

SCB:s Undersökningar av levnadsförhållanden (ULF)

Sedan många år pågår i Sverige ett omfattande arbete med att följa ett antal sociala och ekonomiska indikatorer för att spegla välfärden. Sedan 1974 genomför SCB bl.a. årliga intervjuundersökningar med stora stickprov ur befolkningen (ca 7 000 personer). Dessa mätningar kallas Undersökningar av levnadsförhållanden (ULF) och där konkretiseras begreppet välfärd genom indikatorer i följande grupper: utbildning, sysselsättning och arbetstider, arbetsmiljö, ekonomi, boendeförhållanden, transporter och kommunikationer, fritid, sociala relationer, politiska resurser, trygghet och säkerhet, hälsa och social rörlighet.

I SCB:s rapport "Välfärd och ojämlikhet i ett 20-årsperspektiv 1975–1995" finns 188 punkter som sammanfattar resultaten. I nedanstående ruta finns ett urval av dessa punkter. Urvalet har gjorts för att få med de punkter som tydligt beskriver *förändring* (och inte punkter som beskriver nuläget eller internationella jämförelser).

Förändringarna i Sverige mellan 1975 och 1995 har bl.a. varit att:

- De disponibla inkomsterna har ökat med 18 %.
- De reala arbetsinkomsterna för heltidsarbetare har inte ökat.
- Utan den ökade kvinnoysselsättningen hade standardökningen uteblivit.
- Ojämlikheten i inkomstfördelningen har ökat från början av 1980-talet.
- Vi har fått ett markant trendbrott med ökande fattigdomskvot sedan 1990.
- Den materiella standarden i termer av kapitalvaror, bilar etc. har ökat markant.
- Bostadsstandarden i Sverige har förbättrats kraftigt.
- Människor upplever arbetet som psykiskt ansträngande i större utsträckning.
- Människor är aktivare på fritiden, speciellt de äldre.
- Ensamboendet, skilsmässorna och andelen utan nära vänner ökar.
- Något fler blir utsatta för våld eller hot om våld.

- Andelen som deltar aktivt inom partipolitisk verksamhet har minskat kraftigt.
- Intresset för att diskutera politiska frågor har ökat.
- Det psykiska välbefinnandet har försämrats under 1990-talet.

Englands Quality Of Life-indicators

Denna ansats har utarbetats av det brittiska departementet för miljö, transporter och regioner⁵⁶. Systemet omfattar 15 "rubrikindikatorer" och ca 150 indikatorer. De flesta indikatorerna ska följas upp årligen. Syftet är att de ska öka medvetenheten genom att presentera information om huruvida utvecklingen går mot ett hållbart samhälle. De 15 rubrikindikatorerna är:

1. BNP.
2. Investeringar i offentliga sektorn, i näringslivet och den privata sfären.
3. Andel av befolkningen i arbetsför ålder som har arbete.
4. Befolkningens utbildning och kvalifikationer vid 19 års ålder.
5. Befolkningens förväntade livslängd.
6. Hem som bedöms olämpliga som bostäder.
7. Nivå på brottslighet.
8. Utsläpp av växthusgaser.
9. Antal dagar med luftföroreningar över gränsvärden.
10. Trafik på väg.
11. Floder med bra eller godkänd vattenkvalitet.
12. Population av vilda fåglar.
13. Nya bostäder byggda på tidigare bebyggd mark.
14. Avfallsmängd och avfallshantering.
15. Fattigdom och social utslagning.

Dessa "Quality of life"-indikatorer kommer att redovisas varje år. Under hösten 1999 publicerades de första resultaten.

Några av slutsatserna från indikatorerna är att betydande framsteg gjorts på några områden, t.ex:

- utsläppen av växthusgaser har minskat samtidigt som ekonomin har växt,
- boendestandarden har ökat.

⁵⁶ <http://www.environment.detr.gov.uk/sustainable/quality99/index.htm>

Samtidigt visar flera indikationer på varningssignaler:

- den genomsnittliga reslängden ökar,
- brottsnivåerna ökar kontinuerligt.

De flesta länders statistiska centralbyråer arbetar med sociala indikatorer⁵⁷. Sverige har dock den längsta traditionen och de mest omfattande datamaterialen inom EU på det här området. Detta är en av orsakerna till att Sverige valt att inte delta fullt ut i Eurostats projekt om att bygga upp och ”likrikta” de olika ländernas sociala indikatorer (household panel project).

3.5 Sammanfattning

Samhället behöver mått på miljöpåverkan för att kunna prioritera insatser för en förbättring av miljötillståndet. Samtidigt behöver en avvägning göras mot andra mål i samhället. Det finns fördelar och nackdelar med att göra sammanvägningen direkt. En fördel kan vara att måtten är lättkommunicerade och visar om något totalt sett är bra eller inte. Nackdelar är att mycket information går förlorad på vägen och att tolkningen av de ingående beståndsdelarna som ofta innehåller ett mått av värderande görs av experter.

För de mer obearbetade måtten som de flesta indikatorer lämnas istället mycket av tolkningsarbetet till mottagaren. Ett minimikrav på en indikator är att det måste vara tydligt om det är en ökning eller en minskning i indikatorns värde som är eftersträvansvärd. En stor del av viktningen måste trots allt läggas på expertsidan, eftersom det ofta rör sig om mycket stora informationsmängder och komplicerade orsakssamband.

Indikatorer som syftar till att belysa komplexa samband behöver en stabil grund av data för att ge trovärdighet och öka användbarheten. Kopplingen mellan nyckeltalet och vad det avses mäta måste vara stark och så direkt som möjligt annars är risken stor att den blir meningslös och kan leda till felaktiga beslut. Det måste även vara möjligt att bryta ner indikatorer/nyckeltal på exempelvis en fin branschnivå och gärna även regionalt för att kunna följa upp vad som på aggregerad nivå indikerar problem eller förbättringar och för att klarlägga orsakssambanden.

Det finns både för- och nackdelar hos alla de mått som behandlats i detta avsnitt. Helt oprioriterade mått som total energianvänd-

⁵⁷ SCB, (1997).

ning respektive materialanvändning innehåller ingen användbar information, eftersom det inte är entydigt om en det är en ökning eller en minskning som är positiv ur miljösynpunkt. För de monetära måtten är fortfarande huvudproblemet att få fram relevanta värden på miljöskador. Dessa mått har annars den största potentialen för utveckling. Kemikalieinspektionens riskindex visar samtidigt att det går bra att väga ihop olika saker i andra enheter än pengar och att det är *viktningen* som är central för att underlätta en effektiv politik.

4 Samband mellan tillväxt och miljö

4.1 Kapitlets innehåll och uppläggning

I debatten om tillväxt och miljö kan man spåra två ytterligheter. Å ena sidan de som menar att vi måste få mer tillväxt för att få råd att satsa på miljön. Å andra sidan de som vill stoppa all tillväxt för att rädda miljön. Mot det första påståendet kan invändas att "miljö" inte är någon lyxvara som kan inhandlas när man har råd; mot det andra att tillväxt inte alltid är dålig för miljön.

Ekonomisk tillväxt och ökad konsumtion kan åstadkommas med olika sammansättning av produktionen. Detta innebär att man bör lägga en innehålls- eller kvalitetsaspekt på begreppet ekonomisk tillväxt.

För vissa föroreningar förefaller det som om länder med låga inkomster har mindre föroreningsproblem än länder med högre medelinkomst. Så kallade medelinkomstländer har i sin tur större problem med miljöfarliga utsläpp än industriländerna, med den högsta medelinkomsten. Detta samband kan beskrivas som ett uppochnervänt U och har kommit att kallas "miljöKuznetskurvan", en benämning som syftar på den amerikanske ekonomen Simon Kuznets studerade samband mellan inkomstfördelning och BNP.

En rad forskare har försökt pröva hypotesen om en miljöKuznetskurva och försökt ta reda på vid vilken inkomstnivå brytpunkten ligger, dvs. vid vilken – nivå för BNP per capita som tillväxten börjar skapa förutsättningar att förbättra miljön. En kort sammanfattning av dessa resultat ges i avsnitt 4.2, och en mer utförlig redovisning återfinns i bilaga 2.

Det påstås ibland att strängare miljöregleringar i ett land försämrar landets internationella konkurrenskraft och kan leda till att företagen flyttar till länder med lägre miljökrav. Detta skulle i sin tur leda till en lägre tillväxt. Enligt detta synsätt skapar miljöregleringar

betydande kostnader och sänker produktiviteten och lönsamheten, vilket i sin förlängning kommer att göra det svårt för inhemska företag att konkurrera på världsmarknaden. Sämre produktivitet skulle i detta fall bero på att miljökraven ökar kostnaderna för vissa företag. Företagens försämrade konkurrenskraft beror enligt detta resonemang antingen på att miljökraven leder till att "miljöinvesteringar" sker på bekostnad av "produktiva investeringar", eller på att de ökade miljökraven i sig leder till sämre produktivitet.

En annan syn på förhållandet mellan nationella miljöregleringar och internationell konkurrenskraft är att "rätt" typ av regleringar skulle kunna ge incitament till kostnadsbesparingar och kvalitetsförbättrande innovationer och därmed en bättre konkurrenskraft. En av de första att lansera den här hypotesen var den amerikanske ekonomen Michael Porter. Han menar att ett land kan få såväl en bättre miljö som en högre ekonomisk tillväxt med miljöregleringar. Porterargumentet antyder att det inom många branscher existerar outnyttjade förbättringsmöjligheter som kan upptäckas med hjälp av den morot eller piska som miljöregleringarna innebär.

Svårigheten att hitta lämpliga definitioner och mått på nationell konkurrenskraft komplicerar naturligtvis forskarnas försök att hitta samband mellan konkurrenskraft och miljökrav. Den relativa framgången för olika branscher visar exempelvis vilka komparativa fördelar ett visst land har, men är inte detsamma som konkurrenskraft. I brist på ett entydigt mått har många forskare valt den relativa utvecklingen för olika branscher, handelsflöden samt lokaliseringen av investeringar som indikatorer på länders konkurrenskraft. Andra har valt produktivitetstillväxt som mått på nationell konkurrenskraft.

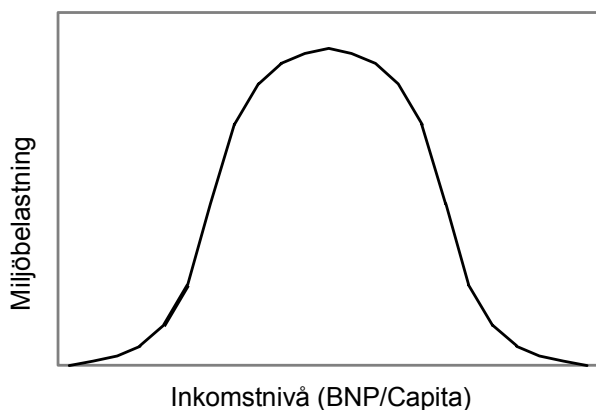
För att kunna studera miljökravens inverkan på konkurrenskraften krävs en klar bild av vad "miljökrav" innebär och hur de kan mätas. I många fall har man helt enkelt antagit att en viss grupp länder har haft stränga miljökrav i jämförelse med omvärlden. I studier av utvecklingen inom ett land har man ibland använt antalet miljölagar, antalet anställda vid miljömyndigheterna, eller företagens kostnader för miljöinvesteringar som indikatorer på miljökravens stringens. Flera av dessa indikatorer är svåra att mäta och har en oklar koppling till stringensen hos miljökraven. Miljöskyddskostnaderna kan exempelvis vara höga av olika anledningar – bl.a. därför att företagen tidigare misskött sig så att de nu måste göra stora investeringar. Dessutom registreras inte miljöskyddsinvesteringar som t.ex. leder till en effektivare materialhantering och därmed är företagsekonomiskt lönsamma. De betraktas nämligen

som ”produktiva investeringar” snarare än ”miljöinvesteringar”. I kapitel 4.3 och 4.4 ges en översikt av resultat från forskning där man sökt testa någon av de två konkurrerande hypoteserna om samband mellan miljöregleringar och konkurrenskraft.

4.2 MiljöKuznetskurvan

Hypotesen om en miljöKuznetskurva innebär att fattiga och rika länder förorenar minst och länder däremellan mest (se figur 4.1). Många forskare har försökt pröva hypotesen och ta reda på vid vilken inkomstnivå brytpunkten ligger, dvs. vid vilken nivå tillväxten börjar skapa förutsättningar att förbättra miljön. Det har exempelvis föreslagits att svavelutsläppen är högst vid en inkomstnivå på ca 5 000 dollar per person.¹

Figur 4.1. MiljöKuznetskurvan.



Det antas ofta att tillväxt leder till förbättrad miljö, eftersom människor har större vilja och mer resurser att satsa på miljövård när deras inkomster stiger. Ekonomisk tillväxt har emellertid hitintills lett till såväl att effektivare och mer miljövänlig teknik utvecklas som att den fysiska resursanvändningen ökat. Vilken av dessa trender som är starkast och vad detta innebär för miljösituationen är inte möjligt att bedöma på en generell nivå utan måste studeras från fall till fall (se vidare diskussion i kapitel 5, 6 och 7).

¹ Grossman & Krueger, (1991).

Det har också föreslagits att sambanden mellan tillväxt och miljö ser helt olika ut beroende på om miljöproblemen är lokala, regionala eller globala. Enligt denna teori gör inkomstökningar vid mycket låga inkomstnivåer att de allra mest synliga och lokala miljöproblemen minskar, t.ex. dåliga avlopp och dålig stadsluft.² Så småningom börjar också regionala miljöproblem minska, t.ex. utsläpp av försurande ämnen. Globala miljöproblem och sådana som ännu inte är särskilt påtagliga fortsätter däremot att öka även vid högre inkomster.

En kritik av miljöKuznetskurvan går ut på att negativ miljöpåverkan från ett ämne inte är en linjär funktion av utsläppen av detta ämne. Irreversibla effekter och tidsfördröjningar från utsläppen till konstaterad miljöpåverkan är exempel på detta. Ett annat exempel är de ibland komplicerade kemiska reaktioner som skall till innan miljöpåverkan kan konstateras. En tredje kritik är att direkt påverkan på ekosystemen förefaller vara positivt korrelerade med växande medelinkomst.

I Långtidsutredningen (LU) 1999/2000, bilaga 7, diskuteras huruvida det finns ett samband mellan negativ miljöpåverkan och BNP per capita. Utredningen redovisar en studie från Lindmark (1998) som visar på att det i Sverige finns ett samband som påminner om en tänkt miljöKuznetskurva för följande utsläpp: kolmonoxid, koldioxid, svaveldioxid, syreförbrukande ämnen samt utsläpp till luft och vatten av tungmetaller.³ LU menar att för kväveoxider, näringsämnen och flyktiga organiska ämnen är förhållandet mellan BNP per capita och utsläpp oklart. Det hävdas också att det finns ett antal förklaringar till att sambandet mellan BNP per capita och olika utsläpp ser ut som det gör. Miljöskyddslagens införande 1969, oljekrisen i början av 1970-talet samt utvecklingen av transportarbetet.

LU visar även på ett samband mellan aggregerad undvikandekostnad och BNP per capita. Dessa är beräknade som kostnad i 1994 års priser för att uppnå vissa miljömål och har applicerats på de historiska utsläppen. Detta samband uppvisar en bild som närmast kan karakteriseras som en miljöKuznetskurva. Sambanden rör främst lokala och regionala miljöproblem även om koldioxid, som är ett globalt miljöproblem, är medtaget. Slutsatsen i LU-bilagan är att ”det är möjligt att ekonomisk tillväxt kan skapa förutsättningar för en god ekologisk utveckling, men detta är ingenting som sker med automatik. Att det råder ett positivt samband mellan ekono-

² Se t.ex. Radetzki, (1990).

³ Bilaga 7 till Långtidsutredningen 1999/2000 s. 113.

misk tillväxt och miljöförstöring tyder på att det saknas incitament att ta hänsyn till miljön. Lösningen ligger emellertid inte i att producera mindre utan annorlunda.”

Man bör således skilja på föroreningintensiteten och föroreningsaktiviteten. I en studie av Hilton och Levinson (1998) visar författarna att det finns en positiv korrelation mellan BNP per capita och konsumtionen av bensin (aktiviteten). Samtidigt finns ett negativt samband mellan blyutsläpp från bilavgaser och bensinkonsumtion (intensiteten). Vilken av dessa trender som är starkast är olika för olika föroreningar. Rapporten diskuterar dock inte tekniken att åstadkomma transportarbetet, dvs. fordonet och motortekniken. Ovanstående resonemang leder fram till slutsatsen att tillväxt i sig själv inte är ett universalmedel för att komma till rätta med miljöproblem.

Den teoretiska forskningen har visat att miljöKuznetssambandet är giltigt om vissa förutsättningar gäller vid ökad inkomstnivå:

- Tilltagande negativ värdering av föroreningar, dvs. en ytterligare enhet förorening upplevs som värre än föregående föroreningsenhet.
- Konstant eller fallande marginalvärdering av konsumtion, dvs. nyttan /tillfredsställelsen av ytterligare en enhet konsumtion.
- Konstanta eller ökande skador på marginalen av ökade föroreningar samt ökande marginella undvikandekostnader, dvs. kostnader för att undvika ytterligare en enhet utsläpp av något som har en negativ miljöpåverkan.

De empiriska resultat som finns publicerade för vanliga luftföroreningar som partiklar och svaveldioxid stämmer något så när med teorin. Däremot är överensstämmelsen för t.ex. vattenföroreningar mindre tydlig.⁴

Hellstrand m.fl. har i en studie från 2000, vilken i sin tur bygger på material från Lindmark (1998), undersökt utsläppsdata och BNP för Sverige under perioden 1950–1997. De kan i flera fall visa på utsläppsfunktioner som påminner om miljöKuznetskurvan. Sådant är fallet för svaveldioxid, kväveoxider, syreförbrukande ämnen och tungmetaller. Koldioxidutsläppen har planat ut sedan 1970-talet. För flyktiga organiska ämnen kan ingen trendförändring skönjas; utsläppen ligger kvar på samma nivå oavsett BNP. Utsläppen av klorfluorkarboner stannar av på 1970-talets utsläppsnivåer och fal-

⁴ Hettige & Wheeler, (1998).

ler brant i början av 1990-talet. För radioaktivt avfall stiger utsläppen brant från 1970 och framåt (dock från mycket låga nivåer).

Utsläpp av bl.a. koldioxid, svaveldioxid och kväveoxider är starkt knutna till användningen av fossila bränslen. Under 1970-talet har användningen av fossila bränslen till en del ersatts med kärnkraft. Det innebär att problemen med dessa utsläpp har ersatts med problemet med radioaktivt avfall från kärnkraftverk. Miljöpolitik började införas i Sverige i större omfattning i slutet av 1960-talet och början av 1970-talet. Detta stämmer väl överens med flera av de maximipunkter som Hellstrand m.fl. visar.

Enligt utredningens uppfattning är de problem som är knutna till både konceptet och empirin kring miljöKuznetskurvan sådana att dess användbarhet i praktisk politik är mycket begränsad. En slutsats som kan dras är emellertid att det inte finns något entydigt negativt samband mellan tillväxt och miljö.

4.3 Emigrationshypotesen – hypotesen att miljökrav försämrar konkurrenskraften

Hypotesen att miljökrav försämrar konkurrenskraften bygger på antagandet att företagens alla resurser utnyttjas till fullo och att "miljöinvesteringar" tränger ut "produktiva investeringar". Man kan här säga att företaget tvingas göra avvägningar mellan två mål, produktionsmålet och miljömålet. Företaget kan inte närma sig något av målen utan att fjärma sig från det andra målet.

Det finns mycket lite svensk litteratur på området miljöregleringar och konkurrenskraft. Däremot finns det en del studier från t.ex. USA. Den empiriska litteraturen kan delas upp i tre typer av studier, utifrån vilka indikatorer på konkurrenskraft som studeras:

1. Handelsflödesstudier: Med hjälp av tidsserieanalyser av miljöskyddskostnader och handelsstatistik uppskattas hur olika miljöregleringar har påverkat länders export och import i "föroreningsintensiva branscher".
2. Lokaliseringsstudier: Direkta utlandsinvesteringar jämförs med import- och exportstatistik för att se om höga miljöskyddskostnader i OECD-länderna har gett upphov till att föroreningsintensiv industri tenderar att investera i länder med lägre miljökrav.
3. Produktivitets- och lönsamhetsstudier: Uppskattning av miljöregleringarnas effekter på den totala faktorproduktiviteten.

Huvuddelen av studierna försöker testa den s.k. *Pollution Haven-hypotesen*⁵, dvs. föreställningen att föroreningsintensiva industrier tenderar att samlas i fattiga länder med lägre miljökrav. Här används beteckningen *emigrationshypotesen*.

Handelsflödesstudier

Tillgången på naturresurser kan vara en viktig förklaring till att olika länders handelsmönster ser ut som de gör. När ett företags möjligheter att utnyttja naturmiljön som recipient begränsas genom regleringar uppfattas det som att en viktig produktionsfaktor begränsas, fördyras eller går förlorad. Med krympande möjlighet att använda miljön skulle företaget förlora sin konkurrensfördel och resultatet bli en minskad försäljning och en minskad export. Detta tänkbara samband har föranlett en rad studier som undersöker förhållandet mellan miljöregleringar och förändrade handelsflöden. Den stora svårigheten med den här typen av analyser är den bristande tillgången på data om olika länders miljöskyddskostnader, speciellt utvecklingsländernas, samt hur man mäter skillnader mellan länder i miljöskyddskostnader.

Den huvudsakliga slutsatsen av analyserna är att det knappast finns något som tyder på något systematiskt samband mellan hög miljöstandard och försämrad konkurrenskraft i föroreningsintensiv industri.

Totalt sett har industriländerna behållit sina fördelar i föroreningsintensiv industri. Detta förklaras av att miljöskyddskostnaderna utgör en så liten del (några få procent) av de totala kostnaderna. Studierna antyder dessutom att högre krav på miljöstandard är en källa till strukturomvandling – länder vilkas industri anpassar sig snabbt till att internalisera föroreningskostnaderna samt investerar i miljöskyddsteknologi kan upprätthålla sin konkurrensfördel i den föroreningsintensiva industrin.

⁵ Pollution haven=fristad för föroreningar.

Lokaliseringsstudier

I lokaliseringsstudierna söker författarna efter belägg för hypotesen att miljökrav leder till att viss verksamhet flyttar till länder med låga miljökrav, eller att nyinvesteringar tenderar att förläggas där. Detta skulle kunna bero på en rad olika faktorer. Det är emellertid svårt att finna enskilda skäl till varför en investering lokaliseras till en speciell plats eller att en industri flyttar från ett land till ett annat. Det är mer troligt att motiven är flera och att vad som betraktas som utflyttning inte är så tydligt. Ett exempel kan vara ett företag slutar att expandera i ett land och samtidigt inleder en expansion i ett annat land. Detta är inte lätt att observera i statistiken för utlandsinvesteringar, eftersom expansionen i land nummer två kan ske med lokala finansiärer (återinvestering av vinster, lokal kapitalmarknad etc.).

Det finns heller ingen anledning att anta att en expansion av en viss industrigren i ett land skulle göras av samma multinationella företag som ursprungligen producerade i ett land med strängare miljökrav. Man kan se det som en process där vissa industrigrenar krymper (över ett antal år – och av ett stort antal skäl) och där samma industrigren eller liknande industrigrenar växer eller blir större i andra länder, dvs. en naturlig strukturomvandling.

Stränga miljörestriktioner kan påverka konkurrensförmågan både direkt och indirekt, via påverkan på löner, räntor, priser, växelkurser, efterfrågan på reningsteknologi och teknisk utveckling m.m. De mycket komplicerade sambanden gör att teoretiska modeller kan ge starkt skiftande resultat beroende på vilka antaganden som gjorts. Frågan om miljöregleringars positiva eller negativa påverkan på ekonomin måste därför avgöras genom empiriska studier. Utländska investeringar borde vara den indikator som snabbast ger utslag, eftersom det tar en viss tid innan investeringsbeslut sätter sina spår i handelsbalansen.

Trots varningar om en industriell flykt till andra länder visar studier från 1980-talet att endast ett fåtal industrier påverkats av miljöregleringar på ett sätt som satt signifikanta spår i deras lokaliseringsmönster. Dessa industrier är framförallt kemiindustrin och gruvindustrin. Leonard (1988) konstaterar att de industrier som valde att flytta p.g.a. miljöinvesteringar gjorde detta istället för att investera i modern teknik, finna alternativ till produkterna eller installera dyr reningsteknik. Men detta gäller inte för hela branscher

utan endast för ett fåtal företag. I de allra flesta fall har industrin svarat på miljökraven med teknologiska innovationer, effektivare kontrollsystem, ändrade produktionsprocesser, förändrade råmaterial eller andra anpassningsåtgärder. Man har från industrin ansett att andra faktorer än en strängare miljöstyrning varit viktigare för lokalisering av verksamheten, såsom marknader, transportmöjligheter, tillgång på råmaterial, kostnaden för arbetskraft och politisk stabilitet.

Andelen föroreningsintensiva företag i u-länderna har ökat. Men inget tyder på att det är graden av miljöregleringar som styr valet av lokalisering för en industri. Om efterfrågan spås fortsätta att vara stark och teknologiska innovationer framstår som möjliga flyttar företagen oftast inte utomlands. Däremot ökar riskerna för utflyttning av företag, enligt Leonards studie, om efterfrågan är statisk eller vikande och inget viktigt teknologiskt genombrott kan förväntas för att minska föroreningarna.

Produktivitets- och lönsamhetsstudier

I produktivets- och lönsamhetsstudier undersöks om företagens lönsamhet påverkas av stränga miljöregleringar. Jämförelser görs mellan företag med höga och låga miljökrav.

Oftast hittas inga signifikanta samband för att anläggningar med låg miljöstandard skulle vara mer lönsamma än anläggningar med hög miljöstandard. Det finns snarare en svag motsatt tendens. Men det finns också studier som stödjer hypotesen att de direkta effekterna har sänkt den totala faktorproduktiviteten genom ökade kostnader utan någon märkbar minskning i produktionen.

Om man däremot försöker justera det traditionella produktivetsmåttet genom att inte bara räkna kostnaderna, utan också beräkna miljönyttan av företagens miljöinvesteringar, blir resultatet ett annat (se även diskussionen i kapitel 3.3.6).⁶ Miljönyttan uppskattas monetärt och adderas till företagets övriga produktion. Mätt med detta mått har produktiviteten ökat mer än den konventionella produktiviteten mellan 1970 och 1990 (se bilaga 2).

⁶ Se t.ex. Repetto m.fl. (1996).

4.4 Porterhypotesen – en optimistisk utmanare

Porters teori utgår ifrån en skarp kritik av större delen av den befintliga forskningen om miljö och konkurrenskraft, framför allt för att denna är statisk. Med ett statiskt synsätt ses teknologi, produkter, konsumentbehov m.m. som konstanta faktorer, och miljöregleringar ger per definition upphov till kostnader. Om man istället anlägger ett dynamiskt perspektiv och utgår från att alla dessa faktorer ständigt förändras, kan man se företagens innovationsförmåga och kapacitet till förbättringar som den verkliga källan till konkurrenskraft.

Utgångspunkten: innovationernas betydelse för konkurrenskraften

Porters teori om miljöregleringar och konkurrenskraft baseras på hans tidigare arbete kring konkurrenskraft⁷. Traditionellt anses faktorvillkoren (tillgången till och priserna på arbetskraft, naturresurser, energi och kapital) vara avgörande för konkurrenskraften. Porter menar dock att faktorpriserna har en mer begränsad och komplex roll än vad som vanligen antas.

Genom att skilja mellan olika typer av produktionsfaktorer ökar man möjligheterna att förstå deras betydelse för konkurrenskraften. *Basfaktorer* (naturresurser och okvalificerad arbetskraft) blir allt mindre nödvändigt i många typer av produktion. Samtidigt finns ett växande utbud av dem i många länder och de blir alltmer tillgängliga för internationella bolag. *Generella faktorer* som infrastruktur, en fungerande kapitalmarknad och gymnasiekompetent arbetskraft är nödvändiga men inte tillräckliga för att skapa en ut hållig konkurrenskraft. Det viktigaste är att ha tillgång till *avancerade och specialiserade produktionsfaktorer* (framför allt högutbildad och specialiserad kompetens). Dessa resurser ärvs inte, utan är ett resultat av kontinuerliga fysiska och ickefysiska investeringar, inte minst utbildning.

Porter menar att lönenivåer, växelkurser, ränta och inflation m.m. är resultat av en god konkurrenskraft, snarare än dess orsaker. Den samhällsekonomiska diskussionen borde därför inte inriktas så

⁷ Porter, (1990).

starkt på dessa makroekonomiska förhållanden, utan mer handla om vad som främjar en kreativ företagsutveckling.

Med ett dynamiskt synsätt kan i själva verket enskilda faktornackdelar bli fördelar på sikt. Höga energipriser kan exempelvis tvinga företagen att utveckla energisnåla metoder – försprång som de sedan kan utnyttja på världsmarknaden. Enskilda nackdelar tvingar fram effektiviseringar och innovationer, eftersom det finns synliga flaskhalsar och tydliga mål för förbättringar. Ett ogynnsamt klimat har t.ex. bidragit till att växthusnäringen utvecklats så väl i Holland, anser Porter. En alltför god tillgång på billiga produktionsfaktorer kan däremot på sikt underminera snarare än förbättra konkurrenskraften, eftersom företagen inte tvingas att ständigt effektivisera produktionen. Japan har länge haft höga bensinpriser, vilket har bidragit till att man där har utvecklat världens mest bensinsnåla bilar och annan energisnål teknik, vilket står i skarp kontrast till utvecklingen i exempelvis Ryssland.

Porter identifierar också ett antal faktorer som bidrar till att stärka företagets konkurrenskraft, och som samtidigt visar vilken uppgift staten bör ha:

- det måste finnas en påtaglig konkurrenskraft på hemmamarknaden,
- högkvalitativa produktionsfaktorer måste finnas tillgängliga med hjälp av främst utbildning och forskning,
- efterfrågan på avancerade produkter måste hållas hög, med hjälp av t.ex. stränga kvalitets-, säkerhets-, och miljökrav samt genom statlig upphandling.

Ur ett dynamiskt perspektiv framstår förmågan att anpassa sig till förändringar och att göra innovationer som nyckeln till företagets framgång och konkurrenskraft. Lite förenklat innebär Porterhypotesen att ju svårare utmaningen är för en given bransch eller industri i ett givet land desto större är sannolikheten att denna bransch eller industri kan klara den globala konkurrensen.

I korthet innebär Porterhypotesen att miljöregleringar av ”rätt sort” stimulerar innovationsprocesser, vilka i sin tur neutraliserar de kostnader som regleringarna åsamkar företagen.⁸ Hypotesen bygger på antagandet att det finns outnyttjade möjligheter att förbättra och effektivisera företagets produktion och organisation. I stället för den målkonflikt som man vanligen föreställer sig ser Porter alltså möjligheter till förbättrad uppfyllelse av *både* produk-

⁸ Porter och van der Linde, (1995).

tions- och miljömålet. Detta kan ske genom en effektivare resursanvändning eller genom innovationer och teknisk utveckling.

Porter pekar på två typer av innovationer. Dels kan innovationer leda till en förbättrad hantering av föroreningar och avfall, vilket reducerar miljöskyddskostnaderna och därmed minskar de negativa effekterna av regleringar. Dels kan innovationer som uppstår på grund av miljökrav samtidigt leda till förbättringar av produkten eller produktionsprocessen, och därmed till förbättrad konkurrenskraft.

Den senare typen av innovationer kan få en rad olika uttryck: förbättrad produktkvalitet, säkrare produkter, billigare insatsvaror, effektivare resursanvändning, ökad återanvändning och återvinning, säkrare processer med färre produktionsavbrott, minskad användning av skadliga insatsvaror etc. Möjligheterna begränsas enligt Porter enbart av människornas bristande fantasi, miljömedvetenhet och kunskaper om de potentiella vinster som innovationsprocessen kan ge. De innovativa företagen har också fördelen av att vara först med förändringar som andra kan komma att genomföra senare, s.k. *first mover*-fördelar. Till dessa positiva effekter kan dessutom läggas de möjligheter som en växande miljömedvetenhet hos konsumenterna skapar. På vissa marknader är det idag möjligt att få marknadsfördelar och högre priser för miljöanpassade varor.

Miljöregleringarnas roll

Porter menar att miljölagar kan fylla olika syften:

- Ge företagen signaler om att det finns effektivitetsvinster och tekniska förbättringar att göra. En stringent miljöpolitik kan uppmuntra företaget att kritiskt granska sina teknologier, produktionsprocesser och produkter, vilket kan leda till en effektivare produktion.
- Bidra till att företagen, men också allmänheten och därmed konsumenterna, blir mer miljömedvetna.
- Reducera den allmänna osäkerhet som förknippas med investeringar.
- Underlätta övergångsperioden till innovationsbaserade lösningar, genom att "free rider"-beteende hos producenterna försvåras. (Detta argument förutsätter emellertid att miljöregleringarna faktiskt orsakar kostnader, åtminstone på kort sikt).

Porter betonar att inte vilka miljöregleringar som helst bidrar till att stärka konkurrenskraften. "Rätt" sorts miljöregleringar är enligt Porter: 1) förebyggande, 2) marknadsbaserade och 3) ej teknologibundna. Miljöpolitiken bör alltså inte ställa särskilda krav på en viss teknologi, utan snarare vara resultatbaserad, vilket uppmuntrar till ett ifrågasättande av teknologi, produktionsprocess och produkt. Porter ifrågasätter därmed den amerikanska miljölagstiftningens inriktning på "bästa tillgängliga teknik" (BAT), eftersom den riskerar att konservera vissa tekniska lösningar, snarare än att stimulera innovationer. Det är slutligen viktigt att miljöregleringarna så långt som möjligt undanröjer osäkerhet om framtiden. "Rätt" utformade kan miljöregleringar leda till att ineffektivitet avslöjas, och att maximala förutsättningar skapas för företagen att vara innovativa (en genomgång av svenska förhållanden ges i kapitel 10).

Alla dessa rekommendationer är välkända råd från ekonomer, och innebär att generellt sett är ekonomiska styrmedel att föredra, eftersom de är marknadsbaserade och inte ställer särskilda krav på viss teknologi. Detta innebär att man kan undvika "teknikinlåsnings effekter", eftersom företagen ges ekonomiska motiv för att kontinuerligt anpassa sig genom att använda den bästa tillgängliga tekniken. Detta gynnar såväl miljön som teknisk utveckling, strukturomvandling och tillväxt.

Kritiken

Den huvudsakliga invändningen mot Porterhypotesen är att det inte finns något som hindrar företagen att frivilligt göra de investeringar och andra förändringar som regleringarna sägs utlösa⁹. Det faktum att företagen inte frivilligt har valt att göra dessa förändringar antyder att de inte betraktar dem som lönsamma. Det kan inte heller uteslutas att även om de miljödrivna investeringarna är lönsamma, så kan de tränga undan andra investeringar som hade varit mer lönsamma. Förekomsten av de outnyttjade förbättringsmöjligheter som Porter pekar på kan förklaras av informationsbrist, trögheter i organisationer och av företagens bristande förmåga att hantera information. Betydelsen av informationsbrist pekar emellertid mot behovet av ökad informationsspridning, snarare än lagstiftning, menar kritikerna.

Den ineffektivitet som Porter fokuserar kan också bero på att företagen i praktiken inte vinstmaximerar fullt ut, utan snarare

⁹ Marklund, (1997), Oates m.fl. (1993).

vinstsatisfierar. Eftersom Porter frångår den nationalekonomiska teorins gängse antaganden – fullständig information, samt att företagen vinstmaximerar och agerar optimalt och rationellt – är det inte möjligt att med nationalekonomisk teori vare sig finna stöd för eller förkasta hans hypotes.

Undantag

Genomgången visar att inget generellt stöd har kunnat ges för vare sig Porterhypotesen eller emigrationshypotesen. Man kan då fråga sig om det kan finnas förutsättningar för att emigrationshypotesen kan gälla på något avgränsat område? För att denna hypotes skall gälla måste varan vara homogen och det får inte finnas några geografiska eller andra förutsättningar för prisdiskriminering.

Ett exempel utgör mjukvaruutveckling inom IT-relaterad industri, där produktionen kan förläggas på annan plats och sedan omedelbart vara tillgänglig för kunden. Ett annat exempel är el, där produktionen kan ske utanför nationsgränserna och matas in i det nationella elsystemet.

I det första fallet kan man knappast härleda några stora miljöeffekter av produktionens lokalisering; det kan man däremot vad gäller elproduktion¹⁰.

Den svenska elproduktionen sker idag på en öppen nordeuropeisk marknad, där de rörliga kostnaderna styr vilka anläggningar som tas i bruk dvs. vilken driftsordning som gäller. Vattenkraft som har lägst rörliga kostnader körs i första hand och exempelvis fossilbränsleeldade kraftverk i sista hand, på marginalen.

Eftersom den svenska elmarknaden är en delmängd av den nord-europeiska kommer kostnadsökningar, oberoende av orsak, i svenska anläggningar att förskjuta dessa till att komma in senare i en given driftsordning. Överföringsförbindelser, andra tekniska begränsningar och tillgång på vatten etc. gör givetvis att det inte finns något givet resultat av kostnadsökningar. Principiellt kan man dock säga att de svenska anläggningarnas konkurrenskraft försämras om regleringarna här är hårdare än i andra länder, men att effekten av detta ibland mildras av omständigheter som förhindrar fullständig konkurrens¹¹.

¹⁰ Till skillnad från fallet IT så finns naturligtvis vissa geografiska restriktioner för elproduktion såsom ledningskapacitet etc.

¹¹ En lösning på problemet kan vara införande av handel med utsläppsrätter se SOU 2000:45.

Dagens situation med överkapacitet och jämförelsevis små kostnader att starta och stänga driften gör att emigration av produktion kan ske i det närmaste momentant. Eftersom el är en homogen vara, blir möjligheten att ha olika kostnadsnivåer starkt begränsad av konkurrensskäl.

I en framtid med harmoniserade miljökrav kan det dock komma att visa sig att länder som haft relativt höga miljökrav som exempelvis Sverige kan hävda sig bättre på en gemensam elmarknad än länder som haft en lägre ambitionsnivå. Vid en utveckling mot harmoniserade miljökrav på en nivå som motsvarar den svenska eller högre skulle det kunna visa sig att den ansats som Porter anlägger inte nödvändigtvis är felaktig. En mer utbredd marknad för ”grön” el skulle också kunna gynna bl.a. svenska elproducenter generellt framför länder med lägre miljökrav.

4.5 Slutsatser

De studier som redovisats i avsnitt 4.2 ger inte något stöd för hypotesen att det förekommer en generell miljöKuznetskurva – medan däremot samband som liknar en sådan kurva kan skönjas för t.ex. svavelutsläpp. En möjlig hypotes är att den industrialiserade världen ännu inte har ”kommit över puckeln” på kurvan och därför fortfarande uppvisar ett positivt samband mellan ökande BNP per capita och miljöbelastning. Men det går uppenbarligen inte att slå sig till ro med att konstatera att en ökande medelinkomster kommer att generera en bättre miljö; det krävs även en aktiv miljöpolitik. Möjligen kan man förvänta sig att en högre levnadsstandard medför en ökad efterfrågan på en bra miljö som i sin tur driver fram en aktiv miljöpolitik.

Det finns två delvis motverkande krafter, effektivare användning av resurser och ökad efterfrågan hos konsumenterna. Den av dessa krafter som är starkast har hitintills verkat vara konsumenternas efterfrågan, dvs. resurseffektiviseringen har ”ätits upp” av ökande konsumtion (se t.ex. diskussionen om koldioxid i kapitel 7).

Inte några av de empiriska studierna som har refererats har kunnat visa på något tydligt stöd för emigrationshypotesen eller att miljöregleringar skulle försämra länders eller företags konkurrenskraft. Genomgående påpekas att miljöskyddskostnaderna är för små i jämförelse med andra kostnader för att kunna påverka beslut om lokaliseringen av investeringar och produktion.

Det bör noteras att alla studierna har utgått från de miljökrav som tillämpas idag, när det i praktiken inte finns särskilt stora skillnader mellan miljöskyddskraven i OECD-länderna. Det är inte säkert att slutsatserna skulle kvarstå om ett lands miljöpolitik blev mycket striktare än sina viktigaste handelspartners.

Det finns stora metodproblem i denna typ av undersökningar. Det är mycket svårt att finna bra mått på hur sträng miljölagstiftningen är, hur stora investeringar i miljöskydd som görs, hur förorenande olika industrier är etc. och tillgången på data är ofta mycket bristfällig. Det är också svårt att statistiskt särskilja effekter av en relativt sett mindre betydelsefull faktor som miljökraven. Ett annat problem är att statistiken över och studier av miljöinvesteringar utgår från att dessa alltid orsakar kostnader – lönsamma miljöinvesteringar registreras i allmänhet inte som miljöinvesteringar utan som ”produktiva investeringar”.

Alla empiriska studier måste med nödvändighet utgå från effekter av befintlig miljöpolitik, dvs. i hög grad ”fel sorts” styrmedel enligt Porter. Internationellt sett saknas erfarenhet av strikt resultatorienterad miljölagstiftning, dvs. sådan som enbart ställer krav på utsläppsmängder i stället för användning av viss teknik och vissa metoder.

Forskare och debattörer tycks ibland blanda ihop frågan om miljöregleringar kan ge konkurrensfördelar med frågan om ett aktivt miljöarbete rent allmänt sett är lönsamt för företagen. Det finns idag en växande samsyn om att (frivilligt) miljöarbete i många fall är lönsamt. Frågan om huruvida tvingande lagstiftning kan framkalla sådana fördelar fortsätter dock att vara kontroversiell.

5 Hushållning med råvaror de senaste årtiondena

5.1 Kapitlets innehåll och uppläggning

En huvuduppgift för utredningen är att belysa hur materialproduktiviteten och hushållningen med naturresurser (råvaror och energivaror) i Sverige har utvecklats i ett historiskt perspektiv. Mot bakgrund av kravet på en långsiktigt hållbar utveckling är det viktigt att undersöka hur ekonomisk tillväxt och förändringar i efterfrågans sammansättning har påverkat resursanvändningen, men också hur marknadsmekanismen har fungerat vid ökad knapphet på olika slags resurser.

Input-outputdata¹ är en viktig informationskälla för undersökningar av detta slag. Utredningen har låtit sammanställa data från SCB:s input-outputräkenskaper för åren 1980, 1991 och 1996 med en indelning i 60 varugrupper. Utredningen har också tillgång till data på mindre detaljerad nivå (26 varugrupper) för en tidigare period med början år 1957 – det första år för vilket input-outputberäkningar genomförts i Sverige.

När det gäller energianvändningen har Energimyndigheten (STEM) redovisat ett omfattande material beträffande utvecklingen mellan 1970 och 1998 i olika delar av den svenska ekonomin. Undersökningsresultaten beträffande energihushållning kommer att redovisas i nästa kapitel. Det statistiska underlaget för belysning av produktionens och konsumtionens miljöeffekter skall diskuteras i kapitel 7. Miljöräkenskaperna är då en viktig källa till information om utvecklingen det senaste årtiondet. Utredningen har dessutom initierat en studie av bränsleanvändning i ett långt historiskt perspektiv, baserad på historiska nationalräkenskaper och energistatistik.

¹ Se bilaga 3.

Syftet med detta kapitel är i första hand att illustrera hur tillgängliga informationskällor kan utnyttjas för att analysera olika aspekter av hushållningen med råvaror. Det handlar då till stor del om relativt översiktliga beräkningar av användningen olika år – totalt i ekonomin och som insatsvaror i näringslivets produktion – av åtta kategorier råvaror:

1. Jordbruksprodukter
2. Skogsbruksprodukter
3. Fisk
4. Järnmalm
5. Andra malmer
6. Andra mineraler exklusive energiråvaror
7. Energiråvaror (råolja och uran)
8. Baskemikalier

Här skall också mer specifikt beskrivas hur användningen av viktiga insatsvaror har utvecklats för några enskilda branscher. Ett exempel är verkstadsindustrins användning av järn och stål och andra metaller. Ett annat är massa- och pappersindustrins hushållning med skogsråvara, kemikalier och elkraft.

De beräkningar av råvaruanvändningen, som skall redovisas i det följande, baseras således i huvudsak på input-outputstatistik. Det handlar då dels om förändringar räknat i löpande priser, dels om volymförändringar (värdeförändring i fasta priser). Men det måste understrykas att också volymtalen i input-outputstatistik utgår från monetära värden. Det betyder dels att förbrukningen av olika slags råvaror vägs samman utifrån sina priser/marknadsvärden ett visst år, dels att förändringar över tiden delvis avspeglar kvalitetsändringar som beror på bearbetning i ”råvaruledet”, t.ex. pellets framställning i gruvindustrin.

Den kritik som har framförts i tidigare kapitel mot användning av begrepp som Faktor 4, Faktor 10 och MIPS – där olika slags råvaruanvändning summeras i kvantitetstermer – drabbar i betydande utsträckning också sådan summering i värdetermer som redovisas här. Visserligen är en sammanvägning byggd på relativa marknadspriser betydligt mer relevant, om huvudproblemet gäller knapphet/resursuttömning – ökad brist speglas då i stigande relativpris. Men om problemet snarare gäller miljöpåverkan (externa effekter) av råvaru- och energianvändning är också summering utifrån marknadspriser en minst sagt trubbig metod. Eftersom det här handlar om externa effekter, borde sammanvägningen här baseras på ska-

dekostnader snarare än på marknadsvärden. Särskilt mått på och förändringstal för "total råvaruanvändning" – men också för delgrupper som jordbruksprodukter eller baskemikalier – som framkommer i input-outputstatistiken måste därför tolkas med stor försiktighet. Då tendenserna under den studerade perioden i stort förefaller ha varit likartade för olika slags råvaror, torde siffrorna dock i stort ge en rättvisande bild av utvecklingen.

Mot den här bakgrunden är det emellertid viktigt att också kunna jämföra med produktions- och importsiffror räknade i ton för att söka ge en tydligare bild av naturresursåtgången. Det finns således anledning att jämföra resultaten från input-outputstatistiken med tillgängliga data beträffande råvaruanvändning räknad i ton. Sådan statistik har tagits fram inom ramen för det pågående arbetet inom SCB med att utveckla en nationell materialflödesstatistik. Vissa kvantitetsdata, hämtade från denna statistik, kommer att redovisas i nästa avsnitt.

En återkommande fråga i analyser av ekonomins råvaruanvändning och miljöpåverkan är i vad mån observerade förändringar över tiden kan hänföras till:

- a) den totala produktionens och konsumtionens volymtillväxt,
- b) strukturomvandling, dvs. förändringar av produktionens, konsumtionens och utrikeshandelns sammansättning,
- c) förändrad produktionsteknik, som innebär att produktionen av samma vara eller tjänst sker med större eller mindre insats av produktionsfaktorer, t.ex. råvaror eller energi.

Det är relativt lätt att med hjälp av ekonomisk statistik särskilja å ena sidan volymeffekten (punkt a) och å andra sidan summan av struktur- och teknikeffekt (punkterna b och c). Däremot ger det tillgängliga datamaterialet bara begränsade möjligheter att skilja mellan de två senare effekterna. Vår indelning av input-outputstatistiken i (som mest) 60 grupper av varor och tjänster är helt otillräcklig för en sådan effektanalys. Det är uppenbart att ändrade åtgångstal för råvaror i branscher eller varugrupper sådana som "konkurrensutsatt livsmedelsindustri" eller "el- och teleprodukter" kan spegla såväl sammansättningsförändringar i produktionen som teknikeffekter. För att särskilja de senare krävs undersökningar på detaljerad varunivå – en typ av analyser som på senare tid presenterats bl.a. av Ingenjörsvetenskapsakademien (IVA). Vi återkommer till tolkningsproblemen på detta område i slutet av kapitlet. Teknisk utveckling, som förändrar produktionens och konsumtionens

miljöpåverkan vid given råvaru- och energianvändning (t.ex. ny reningsteknik) behandlas över huvud taget inte här.

Den följande redogörelsen beträffande hushållning med råvaror/material inleds på den mest översiktliga nivån, dvs. med råvaruansvändningens förändringar i hela den svenska ekonomin mellan åren 1980 och 1996. I avsnitt 5.3 studeras användningen av insatsvaror i näringslivets produktion. Där redovisas också, med en mindre detaljerad indelning, uppgifter för den tidigare perioden 1957–1980. Avslutningsvis, i avsnitt 5.4, studeras förändringar i råvaruansvändningen vid tillverkning av några grupper industrivaror, i verkstads- och pappersindustrin.

5.2 Råvaruansvändning i hela ekonomin

Här skall således statistiken först utnyttjas för att beskriva hur den totala användningen i Sverige av olika råvaror har förändrats. Inledningsvis, och som en bakgrund till den input-outputbaserade redovisningen, skall en kortfattad beskrivning ges av resultat från materialflödesstatistiken avseende utvecklingen av råvaruansvändning räknad i ton.

I materialflödesstatistiken används flera olika mått på användningen av naturresurser. Det mått som svarar mot våra beräkningar är Domestic Material Consumption (DMC), det direkta materialflödet till inhemsk användning². I tabell 5.1 beskrivs utvecklingen av DMC för olika grupper råvaror mellan åren 1980 och 1996.

Tabell 5.1. Inhemsk råvaruansvändning (DMC) i milj. ton.

	1980	1996	Förändring i %
Jordbruksprodukter	14,7	15,7	+ 14
Skogsbruksprodukter	33,5	39,2	+ 17
Fisk	0,2	0,3	+ 30
Järnmalm	9,9	7,7	- 24
Annan malm	12,2	23,9	+ 96
Andra mineral	136,4	77,5	- 43
Fossila bränslen	28,3	23,0	- 19
<i>Summa</i>	<i>235,2</i>	<i>187,3</i>	<i>- 20</i>

² SCB, (2000).

Räknat i ton minskade således den sammanlagda råvaruanvändningen markant mellan 1980 och 1996. Utvecklingen för gruppen Andra mineral (industri- och byggmineral) dominerar här bilden, vilket är karakteristiskt för kalkyler (av typ faktor 10) där sammanvägningen sker i ton. På grund av lågt pris per ton får denna varugrupp mycket lägre vikt i sådana marknadsvärdebaserade kalkyler, som huvuddelen av den följande redovisningen avser, vilket också gör bedömningen mer rättvisande. Minskningen för denna varugrupp uppväger i kvantitetskalkylen ökningarna för flertalet av de övriga varuslagen. Det bör också observeras att siffrorna för malmer här avser enbart direkta flöden av anrikningsmalm. Med ett vidare kvantitetsbegrepp skulle också dessa grupper få betydligt högre vikt.

I tabell 5.2 redovisas hur den totala användningen i Sverige av de olika kategorierna råvaror, räknad i volym (värde i fasta priser), har utvecklats mellan åren 1980 och 1996. Utvecklingen för olika råvaror skall redovisas dels i absoluta tal (och som indextal), dels satt i relation till utvecklingen av den totala slutliga användningen av varor och tjänster i den svenska ekonomin. Internleveranser inom respektive råvarusektor har frånräknats för att undvika dubbelräkning.

Tabell 5.2. Användning av råvaror. Volym- och prisutveckling.

	<i>Miljarder kr i 1996 års priser</i>		<i>Index 1980 = 100</i>	
	<i>1980</i>	<i>1996</i>	<i>Volym</i>	<i>Pris</i>
Jordbruksprodukter	33,5	39,4	118	153
Skogsbruksprodukter	24,5	22,9	93	216
Fisk	0,7	1,0	158	175
Järnmalm	2,2	1,2	52	271
Andra malmer	2,7	2,0	73	158
Andra mineral, exkl. energi	2,6	6,9	265	123
Energimineral	20,3	20,0	99	114
Baskemikalier	18,2	26,0	143	182
<i>Summa</i>	<i>104,7</i>	<i>119,4</i>	<i>114</i>	<i>158</i>

Räknad i volym (fasta priser) ökade således den sammanlagda användningen av de här studerade råvarorna mellan 1980 och 1996 – volymökningen motsvarar knappt 1 % per år. Man kan här ställa frågan varför input-outputstatistiken visar en ökning under perioden, medan den kvantitetsbaserade statistiken registrerar en bety-

dande minskning av den totala råvaruanvändningen. Delvis förklaras det av att de två statistikkällorna ger olika bilder av utvecklingen för enskilda varugrupper (se nedan). Den viktigaste orsaken är emellertid, att olika vikter ges åt enskilda grupper av råvaror. Om förändringarna mellan 1980 och 1998 enligt tabell 5.1 vägs samman med input-outputstatistikens vikter blir resultatet för den sammanlagda råvaruförbrukningen (exklusive kemikalier) en ökning med 6 %. Motsvarande förändring enligt input-outputstatistiken (tabell 5.2) är en ökning med 8 %.

De två statistikkällorna ger på en del punkter en relativt samstämmig bild av utvecklingen:

- en långsam tillväxt för användningen av jordbruksprodukter,
- en i relativa tal snabb tillväxt för fisk,
- minskad användning av järnmalm,
- svag kvantitets- och volymutveckling för fossila bränslen, samt
- ökande andel förnybara material, totalt sett.

När det gäller råolja handlar det främst om en kraftig minskning under 1980-talet trots att oljepriset hölls ungefär oförändrat i nominella tal (och ungefär halverades i förhållande till den allmänna prisnivån). Det är också sannolikt att användningen av kemikalier har ökat jämförelsevis kraftigt.

För vissa enskilda råvarugrupper finns dock stora, och i vissa fall svårförklarade skillnader mellan den bild av utvecklingstendenserna som ges här och bilden av kvantitetsutvecklingen i tabell 5.1. Skillnaderna gäller framförallt grupperna Andra malmer och Andra mineral (industri- och byggmineral). Det finns betydande osäkerhet om kvaliteten hos både input-outputdata och materialflödesstatistiken på dessa områden. Avvikelserna kan inte förklaras enbart med olika sammanvägningsprinciper utan måste till en del bero på statistiska fel. När det gäller byggmineral torde input-outputstatistiken ha kraftigt överskattat volymutvecklingen. En viktig källa till osäkerhet i underlaget för beräkningarna är deflateringen, dvs. omräkningen från värden i löpande priser till volymtal. Man kan misstänka att prishöjningen för gruppen Andra malmer är överskattad, vilket medför att volymminskningen mellan 1980 och 1996 har överdrivits. När det gäller sjätte gruppen (andra mineral) kan ett fel i motsatt riktning ha uppkommit – underskattning av prishöjningen kan ha givit en överdriven bild av volymutvecklingen. Råvarupriserna steg med ungefär 60 % under den aktuella perioden. Det är en väsentligt mindre prishöjning än

för varor och tjänster i allmänhet – ett förhållande vars konsekvenser för resurshushållningen skall diskuteras i senare avsnitt.

Ett grovt mått på förändringar av materialproduktiviteten i ekonomin kan erhållas, om man ställer värde- och volymtalen i tabell 5.2 i relation till den samlade inhemska efterfrågan, för konsumtion och investeringar. Sådana relativtal redovisas i tabell 5.3.

Tabell 5.3. Åtgångstal för råvaror. Procent av total inhemska slutlig efterfrågan.

	Löpande priser		1996 års pris
	1980	1980	1996
1. Jordbruksprodukter	4,06	2,42	2,26
2. Skogsbruksprodukter	2,13	1,78	1,31
3. Fisk	0,07	0,05	0,06
4. Järnmalm	0,15	0,16	0,07
5. Andra malmer	0,32	0,20	0,11
6. Andra mineral	0,40	0,19	0,40
7. Energimineral	3,30	1,47	1,15
8. Baskemikalier	1,88	1,32	1,49
<i>Summa</i>	<i>12,30</i>	<i>7,58</i>	<i>6,85</i>

Det är tydligt att ekonomins ”råvaruberoende” i denna mening har minskat under den aktuella perioden. Medan drygt 12 % av slutefterfrågan 1980 (i pengar räknat) representerade råvaruanvändning, var motsvarande andel 1996 knappt 7 %. Men det framgår också att huvuddelen av denna effekt förklaras av att råvarorna blivit billigare i förhållande till andra varor och tjänster. I volymtermer (fasta priser) handlar det om en mer blygsam nedgång – ungefär från 7,6 till 6,8 %. Den slutliga inhemska efterfrågan ökade, i fasta priser räknat, med drygt 25 % mellan 1980 och 1996. Den ökningen räckte mer än väl för att motväga effekten av sänkta åtgångstal på råvaruanvändningen räknad i fasta priser.

Mot bakgrund av diskussionen ovan av felkällor i statistiken bör framhållas att nedgången i åtgångstalet för gruppen Andra malmer troligen är överskattad, medan å andra sidan den registrerade uppgången för gruppen Andra mineral troligen är en kraftig överskattning. Det bör också observeras att den uppmätta förbättringen under perioden i ”total materialproduktivitet” skulle bli betydligt större (storleksordningen 35 % i stället för 10 %), om man i stället

mäter råvaruförbrukningen med materialflödesstatistikens tonsiffror. Huvudorsaken till förbättringen är i det fallet minskad byggnadsverksamhet och en därav följande minskning av mineralanvändningen.

5.3 Råvaruanvändning i näringslivets produktion

Hittills har således ingen åtskillnad gjorts mellan användning som insatsvara, användning för direkt konsumtion eller investering i Sverige. Det betyder att de registrerade förändringarna i relativ åtgång av råvaror/naturresurser är resultat av flera olika slags anpassning:

- Förändrad produktionsteknik i olika slags varu- och tjänsteproduktion.
- Förändrad produktionsinriktning i näringslivet.
- Förändringar i den inhemska konsumtionens sammansättning.
- Förändringar i exportandel och exportens sammansättning (eftersom råvaruinnehållet är relativt högt i exportvaror som massa, papper och stål – däremot har den direkta exporten av de åtta angivna varugrupperna frånräknats).

Siffrorna i föregående avsnitt ger följaktligen ingen direkt information om hur resurseffektiviteten eller materialproduktiviteten har förändrats – endast den förstnämnda anpassningsmekanismen kan sägas representera resurseffektivisering i strikt bemärkelse. Vi skall i det följande se närmare på möjligheterna att utnyttja statistiken för att dela upp de observerade förändringarna i komponenter som speglar de olika anpassningsmekanismerna. I motsats till förra avsnittet bygger framställningen här och i nästa avsnitt uteslutande på input-outputdata.

Det dominerande användningsområdet för råvaror är som insatsvaror i industri, byggnadsverksamhet och andra delar av näringslivets produktion. Input-outputstatistiken ger goda möjligheter att belysa hur hushållningen med material och energiråvaror utvecklats i näringslivet. Den ger också visst underlag för att diskutera frågan hur ökad knapphet på olika produktionsfaktorer (manifesterad i högre priser) påverkat hushållningen med resurserna.

I tabell 5.4 redovisas indextal för volymutvecklingen för råvaruleveranser till näringslivet under delperioderna 1957–1980 resp. 1980–1996. Volymtalen är för den första delperioden räknade i 1968 års priser, för den senare i 1996 års priser. Dessutom innehåll-

ler tabellen prisindextal för råvarorna, för arbetskraft och för näringslivets produktion, vilket gör det möjligt att också beskriva de relativa prisernas förändringar. Liksom i förra avsnittet har leveranser inom råvarusektorerna frånräknats.

För delperioden 1957–1980 måste redovisningen ske på mer aggregerad nivå, eftersom vi där inte har tillräckligt detaljerat underlag för att särskilja alla de åtta nämnda varugrupperna. Grupperna energimineral och baskemikalier har där utelämnats, men utvecklingen på energisidan skall kortfattat diskuteras i texten.

Denna första delperiod uppvisade en snabb produktionstillväxt i näringslivet (drygt 3,5 % per år i genomsnitt), även om tillväxttakten avtog mot slutet av perioden. Priserna steg endast långsamt mellan 1957 och 1968, men däremot mycket snabbt under 1970-talet. För råvarupriserna noteras en snabbare prisstegring än för näringslivets produktpriser. Råvarornas relativpris, i förhållande till näringslivets förädlingsvärdepris steg med ungefär 40 % från 1957 till 1996. Det förhållandet bör ha bidragit till hushållning med råvaror och höjd materialproduktivitet. Den snabba produktionstillväxten medförde dock att användningen av råvaror ökade betydligt i absoluta tal mellan 1957 och 1980. Den här registrerade ökningen motsvarar 1–1,5 % per år i genomsnitt. Det bör då observeras att siffrorna inte innefattar energiråvaror. Användningen av petroleumprodukter ökade kraftigt under denna period. Om energiråvarorna inräknas torde ökningstakten ha uppgått till nära 2 % per år.

Tabell 5.4. Insatsvaror i näringslivet. Index tal för två delperioder

<i>Index, 1957 = 100</i>	<i>Volymindex</i>		<i>Prisindex</i>		<i>Nivå 1980 mdkr</i>
	<i>1968</i>	<i>1980</i>	<i>1968</i>	<i>1980</i>	
1. Jordbruksprodukter	110	113	155	365	16,9
2. Skogsbruksprodukter	108	135	102	313	10,2
3. Fisk	106	111	145	463	0,2
4-6 Malm o.a. mineral	154	160	136	406	3,9
<i>Summa</i>	113	136	135	361	31,1
Förädlingsvärde	148	225	125	266	

<i>Index, 1980 = 100</i>	<i>Volymindex</i>		<i>Prisindex</i>		<i>Nivå 1996 mdkr</i>
	<i>1991</i>	<i>1996</i>	<i>1991</i>	<i>1996</i>	
1. Jordbruksprodukter	93	107	151	153	28,3
2. Skogsbruksprodukter	111	90	201	216	20,5
3. Fisk	153	159	202	175	0,7
4. Jämmalm	69	52	296	271	1,2
5. Andra malmer	59	73	139	158	2,0
6. Andra mineral*	231	253	109	123	6,1
7. Energimineral	87	99	102	114	20,0
8. Baskemikalier	122	144	169	182	25,7
<i>Summa</i>	104	110	152	158	104,6
Förädlingsvärde	124	141	225	250	
Arbetskraft	106	109	257	284	

*exkl. energi

Mellan 1980 och 1996 ökade näringslivets produktionsvolym med ungefär 40 % eller 2,2 % per år. Volymtillväxten var således väsentligt svagare än under den föregående perioden. Däremot steg produktpriserna mycket snabbt, eller med närmare 6 % per år. En ännu något högre ökningstakt noteras för priset på arbetskraft inklusive kollektiva avgifter. Däremot steg råvarupriserna med endast ca 3 % per år, dvs. relativpriset på råvaror sjönk markant (med 35–40 %) under denna period. Trots detta utvecklades näringslivets användning av råvaror i stort sett på samma sätt som användningen av arbetskraft – förändringarna av struktur och produktionsteknik medförde att materialproduktiviteten steg lika snabbt som arbetsproduktiviteten.

Om utvecklingen styrts huvudsakligen av en anpassning av produktionstekniken till ändrade faktorpriser, skulle man förvänta sig en betydligt starkare tendens till produktivitetshöjning för arbets-

kraft än för råvaror. Att så inte blivit fallet torde främst förklaras av förändringar i efterfrågans sammansättning – från varor med stort råvaruinnehåll mot framförallt arbetskraftintensiva tjänster.

Den successivt höjda resurseffektiviteten i näringslivets samlade produktion illustreras tydligare i tabell 5.5. Där har användningen av de åtta kategorierna råvaror ställts i relation till förädlingsvärdet i näringslivet, räknat i fasta (1968 resp. 1996 års) priser. Räknat över hela perioden 1957–1996 har näringslivets användning av råvaror, inklusive energimineral och baskemikalier, ökat med 60–70 %. Samtidigt har produktionsvolymen, räknad som förädlingsvärde i fasta priser, något mer än tredubblats. Det kan översättas till en höjning av materialproduktiviteten med ungefär en faktor 2, dvs. råvaruåtgången per producerad enhet har halverats. Dessa siffror illustrerar den stora skillnaden mellan ett faktor 10- och ett faktor 4-perspektiv på resurshushållningen. Trots en betydande grad av resurseffektivisering tenderar råvaruanvändningen i näringslivet att öka i absoluta tal.

Tabell 5.5. Åtgångstal för insatsvaror. Procent av näringslivets förädlingsvärde.

	Räknat i 1968 års priser		
	1957	1968	1980
1. Jordbruksprodukter	8,91	6,59	5,27
2. Skogsbruksprodukter	4,01	2,93	2,41
3. Fisk	0,09	0,06	0,04
4-7. Malm och andra mineral	1,33	1,38	0,95
<i>Summa</i>	<i>14,35</i>	<i>10,97</i>	<i>8,67</i>

	Räknat i 1996 års priser		
	1980	1991	1996
1. Jordbruksprodukter	2,97	2,23	2,27
2. Skogsbruksprodukter	2,55	2,28	1,64
3. Fisk	0,05	0,06	0,06
4. Jämmalm	0,25	0,14	0,09
5. Andra malmer	0,31	0,15	0,16
6. Andra mineraler exkl. energi	0,27	0,51	0,49
7. Energimineral	2,29	1,60	1,60
8. Baskemikalier	2,01	1,98	2,06
<i>Summa</i>	<i>10,66</i>	<i>8,94</i>	<i>8,37</i>

5.4 Materialanvändning i verkstads- och pappersindustrin

Som framhölls inledningsvis är förändringar av användningen av råvaror i hela ekonomin (eller i näringslivet) resultatet av flera olika anpassningsprocesser – allmän produktions- och konsumtionstillväxt, teknikförändringar, ändrad sammansättning av produktion och konsumtion. För att komma något närmare frågan om resurseffektivisering i produktionen skall vi i detta avsnitt se på användningen av några viktiga råvaror dels i tre stora verkstadsbranscher, dels i produktionen av papper och papp. Beräkningarna baseras på inverterade koefficientmatriser från input-outputstatistiken. Det betyder att man kan beräkna "totala åtgångstal" för hela produktionskedjan. Ett exempel är åtgången av järn och stål per enhet produktion av motorfordon, inklusive åtgången i mellanliggande tillverkningsled (här t.ex. metallvaror). I tabell 5.6 redovisas utvecklingen av sådana åtgångstal för järn och stål, andra metaller och baskemikalier i produktionen av de tre största grupperna verk-

stadsprodukter, nämligen maskiner, el- och teleprodukter och motorfordon samt i produktionen av papper och papp.

Siffrorna för de tre verkstadsprodukterna ger intryck av en hög grad av resurseffektivisering eller ökad materialproduktivitet under den studerade perioden. För tillverkningen av maskiner och motorfordon kan man tala om ungefär en faktor 2, räknat över hela femtonårsperioden, för el- och teleprodukter mellan faktor 3 och faktor 4. Den mycket snabba produktivetsökning, som registrerats för produktionen av denna varugrupp, aktualiserar svårigheten att skilja mellan effekter av teknikförändring och sammansättnings- eller strukturförändringar. Till stor del måste säkerligen råvarubesparingen hänföras till sammansättningsförändringar inom varugruppen – mobiltelefoner kräver betydligt mindre materialinsats än t.ex. kylskåp och tvättmaskiner. Men samtidigt kan utvecklingen på längre sikt inom teleproduktområdet ses som ett typexempel på materialsparande teknikutveckling. Såväl i ton som i kronor räknat ställer ett mobitelefonssystem väsentligt mindre krav på råvaruinsats än ett ledningsbundet system.

Räknat i absoluta tal har de tre verkstadsbranscherna minskat sin råvaruanvändning med 10–15 % mellan 1980 och 1996, vilket är ungefär lika mycket som minskningen i användning av arbetskraft. Samtidigt har produktionsvolymen för de aktuella varorna i det närmaste fördubblats. Här illustreras åter skillnaden mellan ett faktor 10- och ett faktor 4-perspektiv på råvaruanvändningen, eller mellan absoluta och relativa mått på resurseffektivitet. Den snabba produktionsstillväxten i verkstadsindustrin har ”ätit upp” huvuddelen av ökningen i materialproduktivitet.

Tabell 5.6. Materialanvändning i verkstads- och pappersindustrin. Procent av bruttoproduktionsvärdet, 1996 års priser.

	1980	1991	1996
<i>Maskiner</i>			
Järn och stål	16,0	7,2	8,4
Andra metaller	3,2	2,4	2,4
Baskemikalier	2,0	1,7	1,7
<i>Summa</i>	<i>21,2</i>	<i>11,3</i>	<i>12,5</i>
<i>El- och teleprodukter</i>			
Järn och stål	8,3	2,3	2,4
Andra metaller	12,2	7,0	3,2
Baskemikalier	6,9	4,9	2,4
<i>Summa</i>	<i>27,3</i>	<i>14,1</i>	<i>8,0</i>
<i>Motorfordon</i>			
Järn och stål	15,2	8,0	5,6
Andra metaller	3,3	3,1	1,9
Baskemikalier	1,9	1,9	1,8
<i>Summa</i>	<i>20,4</i>	<i>13,0</i>	<i>9,3</i>
<i>Papper och papp</i>			
Skogsprodukter	29,7	21,9	16,7
Baskemikalier	7,1	4,8	6,3
Elkraft	9,0	7,1	6,4
<i>Summa</i>	<i>45,8</i>	<i>33,8</i>	<i>29,4</i>

För produktionen av papper och papp noteras en något mer blygsam ökning av materialproduktiviteten så som den beräknats här. Användningen av de tre "råvarorna" (skogsprodukter, kemikalier och elkraft) har sammantaget ökat med ca 10 % mellan 1980 och 1996, medan användningen av arbetskraft minskat ungefär lika mycket. Detta har skett samtidigt som produktionsvolymen ökat med knappt 75 %. I termer av resurseffektivisering kan man här tala om en faktor 1,5 räknat över hela femtonårsperioden.

5.5 Sammanfattning och slutsatser

Den specifika råvaruförbrukningen har minskat betydligt sedan mitten av 1950-talet, särskilt användningen som insatsvaror i näringslivets produktion. Det handlar där om ungefär en halvering räknat över hela perioden. Men samtidigt har produktionsvolymen i näringslivet mer än tredubblats. Det betyder att råvaruanvändningen i absoluta tal (räknad i fasta priser) 1996 var ungefär 50 % högre än 1957. Höjningen av materialproduktiviteten har m.a.o. inte varit tillräcklig för att uppväga volymeffekten (tillväxtens inverkan på råvaruanvändningen).

En viktig fråga vid bedömning av hållbarhetsaspekten är i vad mån ökad knapphet på råvaror – manifesterad i stigande relativa priser på råvarorna – driver fram materialhushållning och höjd materialproduktivitet. Utvecklingen i Sverige de senaste fyra årtiondena ger dock knappast någon ledning för att belysa den frågan. Relativpriset på råvaror i genomsnitt har i själva verket sjunkit under perioden. I förhållande till näringslivets förädlingsvärdepris var råvarupriset 1996 drygt 10 % lägre än 1957. Möjligen kan en jämförelse mellan delperioderna 1957–1980 och 1980–1996 ge stöd för att relativprisutvecklingen haft viss inverkan. Under den första delperioden, då relativpriserna på råvaror steg, ökade materialproduktiviteten (energiråvaror inräknat) med närmare 2 % per år. Efter 1980, då relativpriset på råvaror sjunkit markant, är motsvarande ökningstakt endast ca 1 % per år.

Huvudintrycket av det redovisade siffermaterialet är emellertid, att sammansättningsförändringar i den svenska ekonomins och näringslivets produktion har varit den dominerande orsaken till höjd materialproduktivitet under de senaste 40 åren. Dessa förändringar, som har inneburit en omfördelning mot arbetskrafts- och kunskapsintensiv produktion av varor och tjänster på bekostnad av råvaruintensiv varuproduktion, kan knappast i någon större utsträckning ses som orsakade av förändringar i relativpriserna på produktionsfaktorer.

6 Energianvändning och energihushållning

6.1 Varför energihushållning?

Energianvändning/omvandling framstår, vid sidan av kemikalieanvändningen, som en av de mest betydelsefulla komponenterna, när det gäller miljöstörande inverkan från produktion och konsumtion. Utsläpp av växthusgaser och försurande ämnen är, liksom kärnkraftens risker, viktiga exempel. I en utredning rörande resurseffektivisering finns därför anledning att särskilt undersöka hur energianvändningen utvecklas i olika samhällssektorer. Energimyndigheten har på utredningens uppdrag genomfört en studie¹ av energianvändningen i Sverige de tre senaste årtiondena samt en analys av historiska prognoser/bedömningar. Denna studie utgör en stor del av underlaget till detta kapitel.

Energihushållning är, i likhet med all hushållning med resurser, en process som sker löpande och som drivs av att företag och hushåll vill uppnå högsta vinst eller nytta. Detta område har också varit föremål för politiskt motiverade åtgärder under olika perioder och med olika motiv. Under oljekrisen var åtgärderna inriktade på att spara olja och under senare tid har de syftat till att hushålla med el. I den första perioden var motivet främst försörjningstrygghet, medan målet sedan mitten av åttiotalet har varit en avveckling av kärnkraften.

Faktor 10 och faktor 4 är begrepp som är inriktade på resursbesparing (faktor 10) och resurseffektivisering (faktor 4). Argumenten för besparingar/effektiviseringar är att resurserna riskerar att ta slut och att omflyttningen av material har stor miljöpåverkan vilket leder till att även energianvändningen bör minska. Enligt faktor 4 förespråkarna är dock möjligheterna att effektivisera mindre för

¹ Statens Energimyndighet, (2000).

energianvändningen än för materialanvändningen. Detta beror på möjligheterna att påverka materialens livslängd.

Motiven för åtgärder inom energisektorn är desamma som i övriga delar av ekonomin, se kapitel 2. Om målet är minskad miljöpåverkan är åtgärder som påverkar tillförseln av energi lika aktuella som åtgärder för att minska användningen. Kostnader för satsningar på ökad tillförsel av förnybar energi med ingen eller obetydlig miljöpåverkan bör vägas mot kostnader för energibesparing för att ge vägledning om var insatserna bör göras.

Flera omständigheter gör det svårt att jämföra elanvändning och annan energianvändning. Elanvändning har mycket små externa effekter jämfört med användning av exempelvis bensin. Produktion/tillförsel av el kan å andra sidan ha betydande miljöeffekter. När det gäller el kan alltså externa effekter i tillförseln vara ett motiv för effektiviseringsåtgärder i användningen p.g.a. svårigheter att införa styrmedel vid källan till utsläppen. För att åtgärden ska kunna betraktas som lyckad krävs då att den leder till minskad miljöstörande produktion i önskad omfattning. Då motivet är att minska exempelvis utsläppen av koldioxid medan medlen är inriktade på att minska energianvändningen oprioriterat blir verket trubbigt.

Om elproducenten inte behöver bära de fulla kostnaderna för sin produktion kommer alltför mycket el att produceras och därmed också orsaka mer miljöpåverkan (exempelvis koldioxidutsläpp) än vad som är samhällsekonomiskt effektivt. En skatt som motsvarar miljökostnaden skulle behöva belasta elproduktionen.

Möjligheterna att korrigera elproduktionens externa effekter är emellertid kraftigt beskurna. Eftersom den svenska elmarknaden bara är en delmängd av den nordeuropeiska kan åtgärder som enbart är riktade mot svenska anläggningar förskjuta dessa till att komma in senare i en given driftsordning än utländska anläggningar som inte är beskattade. F.n. pågår en utredning (Dir 2000:56) rörande möjligheterna att gynna el baserad på förnybara energikällor via s.k. gröna certifikat.

Detta kapitel skall bl.a. ägnas åt en analys av energianvändningens utveckling de senaste årtiondena i några stora användarsektorer. Kapitlet syftar även till att ge en bild av motiven för satsningar på energieffektivisering och vad som kan förväntas bli resultatet av aktiva åtgärder med sådant syfte. Historiska bedömningar av möjligheter till stora energibesparingar via effektivisering skall jämföras med faktiskt utfall. När det gäller utvecklingen av energianvändning och energiproduktivitet avser framställningen till största delen

(avsnitt 6.3) förhållandena inom industrin. Utvecklingen i transportsektorn beskrivs relativt kortfattat i avsnitt 6.4 och bostads- och servicesektorn i avsnitt 6.5.

6.2 Mätproblem och definitioner

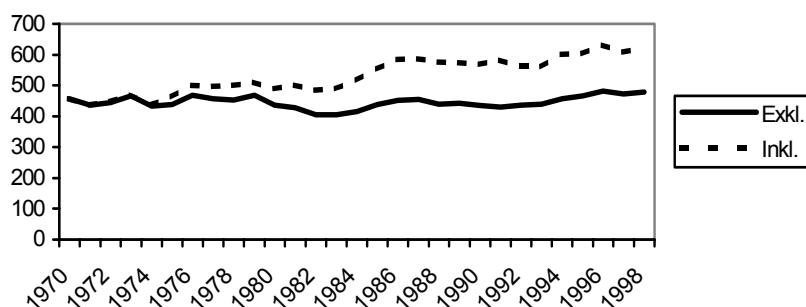
Mätt i verkningsgrad har inga större effektiviseringar skett inom tillförselsektorn, även om produktiviteten i både el- och värmeproduktionen i vissa avseenden har förbättrats. Inom förbränningstekniken har verkningsgraderna höjts genom att nya tekniker, t.ex. rökgaskondensering och fluidiserande bädd, har tillkommit. Vidare har ett ökat utnyttjande av kraftvärme medfört ett bättre bränsleutnyttjande än för kondenskraft. Elöverföringsförlusterna i förhållande till produktionen har minskat till följd av teknikförbättringar.

När det gäller att belysa hur energianvändningen i Sverige har utvecklats från 1970–1998, finns dock ett svårhanterat mätproblem, som har att göra med omvandlingsförluster i elproduktionen. I början av 1970-talet, då tillförseln dominerades av vattenkraft, låg verkningsgraden i hela elproduktionssystemet mellan 75 och 80 %. De senaste 15 åren, med en hög andel kärnkraft, har den däremot legat vid omkring 50 %. Bilden av elanvändningens utveckling mellan 1970 och 1998 blir väsentligt olika beroende på om omvandlingsförlusterna i elproduktionen inräknas eller ej:

- dels därför att andelen elkraft har ökat kraftigt under perioden,
- dels därför att den genomsnittliga verkningsgraden i elproduktionen har sjunkit markant.

Skillnaden illustreras i följande diagram, där elanvändningen redovisas dels exklusive dels inklusive kärnkraftens omvandlingsförluster. Verkningsgraden för kärnkraft har då räknats utifrån den avgivna värmemängden från reaktorerna enligt den metod som rekommenderas av FN/ECE. Räknad exklusive kärnkraftens förluster är energianvändningen som synes i stort sett densamma 1998 som 1970, men med omvandlingsförlusterna i kärnkraften inräknade registreras i stället en ca 35-procentig ökning.

Figur 6.1. Total energianvändning i TWh, exklusive och inklusive kärnkraftens omvandlingsförluster.



Inget av dessa två räknesätt ger dock någon rättvisande bild av hur energianvändning och energiproduktivitet har förändrats i olika användarsektorer. En övergång från olje- till elanvändning medför att en högre verkningsgrad registreras i användarsektorn, medan större omvandlingsförluster i stället uppkommer i tillförselsektorn. Att exkludera omvandlingsförlusterna innebär därför en underskattning av energianvändningens tillväxt, t.ex. i industrin, då elanvändningen ges för låg vikt i beräkningarna. Men samtidigt måste det betraktas som en överskattning att räkna in den ökning av omvandlingsförlusterna, som har orsakats av en höjd kärnkraftsandel i elproduktionen. För hela ekonomin representerar visserligen den sänkta verkningsgraden en sänkning av energiproduktiviteten mätt i förädlingsvärde per kWh i hela produktionskedjan. Denna produktivitetssänkande effekt förorsakas emellertid av ändrat teknikal i tillförselsektorn, inte i användarsektorerna. Syftet här är begränsat till att belysa energianvändning och produktivitet utveckling i olika användarsektorer.

Det mest korrekta räknesättet förefaller mot den bakgrunden vara att räkna in omvandlingsförlusterna, men att göra det med en över hela perioden konstant procentsats på elproduktionen (dvs. utifrån en konstant verkningsgrad). Det ligger då nära till hands att sätta verkningsgraden till 50 %, vilket ungefär motsvarar genomsnittet för perioden efter 1985. Denna approximation har också den fördelen att man ganska väl speglar verkningsgraden på marginalen i elsystemet under hela perioden, eftersom fossilbaserad värmekraft med ungefär denna verkningsgrad oftast har svarat för tillförseln på marginalen.

Samtidigt bör givetvis understrykas att en sammanvägning av fossilbränsle- och elanvändning baserad på verkningsgrader också har stora svagheter. Från miljö- och samhällsekonomisk synpunkt är det knappast klagörande att väga samman kärnkraft och fossilbaserad elproduktion utifrån verkningsgrader. De betydelsefulla problemen gäller ju knappast resursknapphet utan snarare miljö- och klimatpåverkan (vid fossilbränsleanvändning) respektive katastrofrisker (vid kärnkraftproduktion). Siffrorna för el och olja var för sig framstår mot den bakgrunden som mer intressanta än siffran för energi totalt. Utvecklingen 1970–1998, beräknad på de tre ovan angivna sätten, redovisas i följande tabell.

Tabell 6.1. Energianvändning i TWh. Index, 1970 = 100.

	1980	1990	1998
Energi, totalt räknad exkl. förluster	95	93	103
inkl. förluster	106	122	135
Vid konstant (50 %) verkningsgrad	103	112	124
därav: industri	106	104	115
transporter	121	147	145
Olja, totalt	83	52	58
Industri	79	31	30
Transporter	122	150	144

Räknat utifrån konstant verkningsgrad i eltillförseln har således energianvändningen stigit med drygt 20 % mellan 1970 och 1998. Den ökningen kan ställas mot en ökning av ekonomins samlade produktion (BNP) med ungefär 70 % under samma period. Samtidigt har en mycket markant omfördelning skett från olja till framförallt el. Den starkaste tillväxten för energianvändningen noteras i transportsektorn, medan nivån i sektorn Bostäder och service 1998 var endast obetydligt högre än 1970. Transportsektorn är den enda huvudsektor där oljeanvändningen har ökat; i övriga delar av ekonomin noteras en markant nedgång.

Alternativa mätmetoder

Energieffektivitet är en del av begreppet resurseffektivitet och är på motsvarande sätt egentligen ett produktivetsmått. Energiproduktivitet² är ett delmått som inte är intressant i sig själv utan som bör studeras utifrån perspektivet total resursproduktivitet (jämför avsnitt 3.3.6). En ökning av energiproduktiviteten behöver inte innebära att man totalt sett har ökat effektiviteten i resursanvändningen. Det behöver inte ens innebära att ett annat aktuellt delmått, eko-effektiviteten har ökat. Den resurs som används istället för den minskade energiinsatsen kan vara mer miljökadlig än energianvändningen. Ett exempel kan vara omfördelning mellan mekanisk bearbetning av ogräs i lantbruket som är energiintensiv (framförallt diesel) och kemisk ogräsbekämpning som är relativt miljökadlig.

I en dansk studie³ görs analyser av vad som påverkar effektiviteten i energitillförseln samt jämförelser mellan åtgärder inom tillförselsidan och användningssidan. För elproduktionen i Danmark är nivån på eltillförseln avgörande för effektiviteten. Det beror på att vid hög efterfrågan används gamla och ineffektiva anläggningar som sänker genomsnittseffektiviteten. Åtgärder som exempelvis stöd till investeringar i vindkraft ökar effektiviteten i eltillförseln om denna mäts som bränsleinsats per producerad kWh. Kapitalproduktiviteten sjunker dock. För att undvika suboptimering torde ett mått på den totala resursproduktiviteten vara att föredra.

Energiproduktivitet borde mätas på samma sätt som totalresursproduktivitet dvs. genom att lägga ihop kostnaden för alla insatta produktionsfaktorer och ställa den i förhållande till produktionsvärdet. En approximation för produktiviteten kan sägas vara produktionskostnad per kWh i fasta priser där alla biprodukter givetvis värderas till sitt samhällsekonomiska värde, inklusive miljökostnader. Om marknaderna fungerar väl, kostar det lika mycket att tillhandahålla ytterligare en kWh som att "spara" en. Skiljer sig dessa åt är det en indikation på att det finns brister i marknadens funktionssätt.

Svårigheterna med att studera energieffektivitet mätt i verkningsgrad illustrerades ovan. Om man istället studerar förändringen över tiden i elproduktionskostnad i fasta priser blir bilden

² Här avses energiproduktivitet i meningen förädlingsvärde per insatt mängd energi i kr.

³ Jacobsen, (2000).

en annan. Produktionskostnaderna har sjunkit stadigt för exempelvis vindkraft, kärnkraft och kolkraft de senaste 20 åren⁴. Detta är en indikation på att resurserna används effektivare inom sektorn. Eftersom priset på vissa andra resurser som exempelvis arbetskraft har stigit är det ur ett resursperspektiv logiskt att hushålla med dessa och istället använda mer energi. Problemet är att vissa resurser inte är prissatta, som exempelvis utsläpp av koldioxid, varför produktionskostnaden för el ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är underskattad. En konstant värdering av utsläppen förändrar dock inte bilden av ständigt sjunkande produktionskostnader utan gör istället takten högre tack vare reningssinsatser men från en högre nivå.

På användningssidan är det den samhällsekonomiska kostnaden för att reducera energianvändningen som är intressant, eftersom den avspeglar användningen av *alla* resurser. Det är inte helt oproblemiskt att beräkna kostnader för att spara energi men nödvändigt för att ge en vägledning om behovet av åtgärder. Kostnaderna för att minska användningen får sedan jämföras med de samhällsekonomiska produktionskostnaderna för att avgöra var eventuella åtgärder ska sättas in. Här diskuteras marginella förändringar av last och detta kan antas ha försumbar påverkan på kostnaden för nätägaren varför nätkostnaden inte behöver tas med.⁵

Ett konkret exempel som redovisats i studier som gjorts av Boverket⁶ har visat att kostnaderna för åtgärder om syftar till minskad elanvändning i en del fall vida överstiger kostnaden för ökad eltillförsel av förnybar energi mätt i kr per kWh. Det finns också andra studier⁷ som visar att de sjunkande produktionskostnaderna i befintlig kapacitet radikalt har minskat den kostnadseffektiva sparpotentialen.

6.3 Energianvändning i industrisektorn

I detta avsnitt beskrivs utvecklingen under perioden 1970–1998 av energianvändning och energiproduktivitet i den svenska industrin, totalt och för några viktiga branscher. Framställningen bygger huvudsakligen på Energimyndighetens rapport.

⁴ STEM, (2000) se även Parfomak, (1997).

⁵ Jämför Parfomak, (1997).

⁶ Boverket, (1998).

⁷ Parfomak, (1997).

Industrins produktionsvolym (bruttoproduktionsvärde i fasta priser) ökade mellan 1970 och 1998 med omkring 75 % eller 2 % per år i genomsnitt. Räknat exklusive kärnkraftsförluster har industrins energianvändning inte ökat under perioden; räknat utifrån konstant verkningsgrad är ökningen ca 15 %. Här liksom för ekonomin som helhet kan man således tala om att energiproduktiviteten förbättrats ungefär motsvarande faktor 1,5.

Massa- och pappersindustri samt järn-, stål- och metallverk svarar tillsammans för drygt hälften av industrins energianvändning. Sedan 1970 har dessa branscher minskat sin andel av industriproduktionen från 17 till 14 %. Samtidigt har verkstadsindustrin ökat sin andel mycket kraftigt, och den svarade 1998 för i det närmaste hälften av industrins produktionsvolym. Verkstadsindustrin har relativt låg specifik energiförbrukning, och dess andel av hela industrins energianvändning var endast 13 %.

I tabell 6.2 ställs energianvändningens utveckling mot utvecklingen av industrins produktionsvolym under perioden 1970–1998. Här liksom i redovisningen för andra användarsektorer har elanvändningen räknats utifrån konstant verkningsgrad (50 %).

Tabell 6.2. Industrins produktionsvolym i 1991 års priser och energianvändning. Index, 1970 = 100.

	1980	1990	1998
Bruttoprod. värde	115	137	174
Energianvändning	106	104	115
därav: olja	79	31	30
elkraft	130	175	176

Samtidigt som den genomsnittliga energiproduktiviteten stigit har en mycket kraftig omfördelning skett från olja till el. Petroleumprodukter svarade 1970 för nära hälften av industrins energianvändning – 1998 var motsvarande andel ungefär en tiondel.

Den specifika energianvändningens (eller omvänt energiproduktivitetens) utveckling på denna starkt aggregerade nivå beskrivs i tabell 6.3. Det totala åtgångstalet för industrin har sjunkit med en tredjedel, från 0,3 till 0,2 kWh per krona produktionsvärde. Sett över hela perioden är det oljeanvändningen som står för hela nedgången. För el noteras en påtaglig uppgång under 1970- och 80-talet, men slutåret 1998 är åtgångstalet tillbaka på 1970 års nivå.

Tabell 6.3. Specifik energianvändning i industrin, kWh per kr, bruttoproduktionsvärde.

	1970	1980	1990	1998
Energi, totalt	0,30	0,27	0,23	0,20
därav: olja	0,12	0,08	0,03	0,02
elkraft	0,10	0,12	0,14	0,10
biobränslen	0,07	0,07	0,06	0,07

Den markanta omfördelningen av energianvändning från olja till el är delvis en följd av strukturförändringar, t.ex. att vissa oljeberoende processindustrier har minskat sin andel av produktionen. Men "oljeersättning" karakteriserar också utvecklingen inom praktiskt taget alla branscher. Till stor del får detta ses som en effekt av en kraftigt förändrad prisrelation mellan olja och el. I mitten av 1980-talet var detta relativpris (oljepris/elpris) ungefär fyra gånger så högt som 1970. Därefter skedde visserligen en förändring i andra riktningen på grund av fallande oljepris fram till senare hälften av 1990-talet. Relativpriset olja/el motsvarade då 1,5–2 gånger 1970 års nivå. Efter 1998 har relativpriset åter stigit som följd av såväl höjt oljepris som sänkt elpris.

Allmänt sett kan man konstatera att energiproduktiviteten i industrisektorn har stigit i ganska jämn takt under hela perioden, med ungefär 1,5 % per år. Det är svårt att uttala sig om i hur stor utsträckning denna produktivitetshöjning har orsakats av teknisk utveckling resp. av förändringar i produktionens sammansättning. Med den grova branschindelning (16 industribranscher) som funnits tillgänglig kan ca tre fjärdedelar tillskrivas "effektivisering", vilket dock innefattar struktureffekter inom branscherna såväl som ren teknikförändring. Struktureffekter på relativt aggregerad nivå förefaller ha fått starkt ökad betydelse för industrins specifika energianvändning under 1990-talet, troligen främst beroende på verkstadsindustrins mycket snabba tillväxt.

Utvecklingen i enskilda industribranscher

I det följande skall energianvändning och energiproduktivitet belysas för tre huvudbranscher inom industrin, nämligen massa- och pappersindustri, järn- och stålindustri samt verkstadsindustri. Det rör sig då om två branscher med mycket hög och en med mycket låg "energiintensitet" eller specifik energianvändning. I massa- och

pappersindustrin ligger energiåtgången över en kilowattimme per krona bruttoproduktionsvärde (räknat i 1991 års priser). I järn- och stålindustrin är motsvarande tal ungefär 0,5 kWh/kr, i verkstadsindustrin mindre än 0,04 kWh/kr. Genomsnittet för hela industrin är 0,2 kWh per krona produktionsvärde.

Massa- och pappersindustrin

Denna bransch är industrins i särklass största energianvändare och har under perioden svarat för ca 40 % av hela industrins energianvändning. Förutom olja och el används stora kvantiteter internt genererade bibränslen. Branschens totala energianvändning har ökat 20–25 % från 1970 till 1998. Produktionen i ton har ungefär fördubblats, men räknat i volymtermer (produktionsvärde i fasta priser) stannar produktionsökningen vid ca 50 %. Det är det sistnämnda måttet som skall jämföras med energiåtgången vid beräkning av specifika åtgångstal.

Den höjning av energiproduktiviteten som skett under perioden (se tabell 6.4 nedan) får till icke obetydlig del tillskrivas en alltmer integrerad massa- och pappersproduktion. Den minskade andelen avsalumassa har minskat den specifika energiåtgången.

Tabell 6.4. Energianvändning i massa- och pappersindustrin.

	1970	1980	1990	1998
<i>Index, 1970 = 100</i>				
Energi, totalt	100	100	110	123
Olja	100	66	19	23
El	100	134	192	200
<i>kWh per kr:</i>				
Energi, totalt	1,40	1,22	1,17	1,12
Olja	0,48	0,33	0,09	0,07
El	0,40	0,45	0,56	0,53
Biobränsle	0,52	0,44	0,52	0,52

Jämfört med många andra branscher framstår nedgången i specifik energianvändning ändå som rätt blygsam – en höjning av energiproduktiviteten med knappt 1 % per år. Till en del beror detta på en omfördelning av produktion till papperskvaliteter med lägre värde per ton – framförallt från sulfitmassebaseerade produkter till meka-

nisk massa och tidningspapper. Räknat per ton har energiåtgången minskat med närmare 2 % per år. Produktion i ton per enhet energiinsats kan emellertid inte betraktas som ett relevant mått på produktiviteten. Produktionsmättet bör avse förändringar i kvalitet lika väl som i kvantitet. Därför har specifik energianvändning här i stället räknats i förhållande till produktionsvärdet i fasta priser.

Det bör också framhållas att den förändrade produktmixen har bidragit till effektivare hushållning med skogsråvara. Fiberutbytet är nämligen mycket högt vid framställning av mekanisk massa, där minskad virkesåtgång per producerat ton uppnås till priset av en relativt hög elanvändning.

Järn- och stålindustrin

Stora förändringar i den svenska järn- och stålindustrins produktstruktur inträffade under 1970-talet. Produktionen av handelsstål (för bl.a. varvsindustrin) minskade kraftigt, samtidigt som specialstålproduktionen ökade. Produktionsvärdet i fasta priser räknat var ungefär lika stort 1980 som tio år tidigare, men kvantiteten i ton råstål hade minskat med nästan en fjärdedel. Strukturuomvandlingen innebar också en övergång till nya produktionsprocesser. I råstålframställningen fasades Martin-processen och andra äldre processer ut, och samtidigt ökade stränggjutningens andel av den totala gjutningen i snabbt accelererande takt.

Mellan 1980 och 1998 har den svenska stålproduktionen ökat, såväl i kvantitet (ton) som i volym/värdetermer. Räknat som produktionsvärde i fasta priser handlar det om en ökning med ca 2 % per år i genomsnitt. Samtidigt har andelen specialstål fortsatt att öka.

De här beskrivna strukturförändringarna har haft en markant positiv inverkan på energiproduktiviteten i branschen som helhet. Den totala energianvändningen (olja, el samt kol och koks i kWh räknat) var 1998 ca 25 % lägre än 1970, och den specifika användningen (kWh/kr) hade i det närmaste halverats. Resultaten beträffande järn- och stålindustrins energianvändning sammanfattas i tabell 6.5. Liksom tidigare har elåtgången räknats utifrån 50-procentig verkningsgrad.

Tabell 6.5. Energianvändning och produktion i järn- och stålindustrin.

	1970	1980	1990	1998
<i>Index, 1970 = 100</i>				
Energi, totalt	100	78	73	76
därav: olja	100	69	33	38
el	100	94	88	92
Produktion, ton råstål	100	77	81	94
Värde, fast pris	100	98	121	144
<i>kWh per kr:</i>				
Energi, totalt	1,02	0,87	0,62	0,53
därav: olja	0,30	0,21	0,08	0,08
el	0,34	0,32	0,23	0,21
kol och koks	0,38	0,34	0,31	0,24

Verkstadsindustrin

Energianvändningen per producerad enhet i verkstadsindustrin är endast en femtedel av genomsnittet för hela industrin. Verkstadsindustrins snabbt ökande andel av svensk industriproduktion – i förening med den relativt måttliga tillväxttakten för de energiintensiva processindustrierna – är en av de viktigaste orsakerna till minskad specifik energianvändning i industrin som helhet de senaste 30 åren. Skillnaderna illustreras i följande tabell.

Tabell 6.6. Produktionstillväxt och specifik energianvändning i olika branscher.

	<i>Produktionsökning 1970–1998, %</i>	<i>Specifik energian- vändning, 1998</i>
Verkstadsindustri	155	0,04
Massa- och pappersindustri	51	1,12
Järn- och stålindustri	44	0,53
Hela industrin	74	0,20

Räknad på konventionellt sätt (exklusive eltillförselns omvandlingsförluster) var verkstadsindustrins energianvändning i absoluta tal lika hög 1998 som 1970. Med det räknesätt som tillämpas här rör det sig däremot om en ökning med knappt 30 %. Det kan ställas mot en produktionsökning i branschen på drygt 150 % under

samma period. Energi produktivitetens utveckling i verkstadsindustrin som helhet beskrivs i tabell 6.7.

Tabell 6.7. Specifik energianvändning i verkstadsindustrin, kWh per kr.

	1970	1980	1990	1998
Energi, totalt	0,072	0,076	0,058	0,037
därav: olja	0,040	0,029	0,009	0,006
el	0,032	0,038	0,044	0,028

Också inom verkstadsindustrin har således en betydande höjning av energi produktiviteten skett sedan 1970-talet. Men också denna utveckling får till helt övervägande del ses som en effekt av förändringar i produktionens sammansättning – en omfördelning från material- och energiintensiv till i första hand kunskapsintensiv produktion. Viktiga exempel är nedläggningen av den relativt energi krävande varvsindustrin i början av den studerade perioden och den material- och energisnåla mobiltelefonproduktionens extremt snabba tillväxt under 1990-talet.

Man kan också notera att det är först under 1980-talet som den specifika energianvändningen börjar minska i verkstadsindustrin. Den mest dramatiska nedgången har skett efter 1990, då också elanvändningen per producerad enhet har börjat minska i snabb takt. Återigen bör framhållas att den extremt snabba tillväxten för radio-, tv- och teleprodukter (åtta gånger så hög produktionsvolym 1998 som 1993) har haft stor betydelse för denna utveckling.

6.4 Energianvändning i transportsektorn

I fråga om energitillförselns sammansättning skiljer sig transportsektorn markant från andra användarsektorer. Oljeprodukter dominerar helt, och elandelen ligger under 5 %. Inte heller har någon mer påtaglig omfördelning mellan energislag förekommit under de senaste årtiondena. Totalt ökade sektorns energianvändning med 45 % mellan 1970 och 1998. För de tre dominerande produktslagen har utvecklingen sett ut på följande sätt (TWh):

Tabell 6.8. Bränslefördelning i transportsektorn, 1970 och 1998.

	1970	1998
Bensin	32	41
Diesel	14	27
Flygbränsle	6	10

Person- och godstransportarbetets tillväxt, fordonsparkens förändringar och den tekniska utvecklingen (t.ex. i fråga om motorers bränsleförbrukning) är viktiga bestämningsfaktorer för energianvändningen i transportsektorn. I det följande skall dessa faktorer inverkan under perioden 1970–1998 beskrivas för olika transportslag.

Det bör framhållas att de tillgängliga måtten på specifik bränsleförbrukning i denna sektor (förbrukning per personkilometer eller tonkilometer) är mycket grova mått på graden av resurseffektivitet. Närtransporter och långväga transporter kan knappast betraktas som samma tjänster, räknat per person- eller tonkilometer, och transporter av olika godsslag ställer skilda krav på transportens egenskaper, vilket också påverkar bränsleförbrukningen. Förändringar över tiden i fördelningen mellan olika slags transportefterfrågan kan följaktligen ha påverkat energianvändningen i branschen på ett sätt som inte går att belysa med sådana sammanfattande mått som används här.

Personbilstransporter

Transportarbetet med personbil (i personkilometer) har mellan 1970 och 1998 ökat med 50–60 % dvs. något mindre än den totala privata konsumtionen. Antalet personbilar har ökat med drygt 60 % och deras genomsnittliga körsträcka med drygt 10 %. Tillsammans tyder dessa siffror på att fordonens utnyttjandegrad, i antal passagerare per fordon, har sjunkit påtagligt under perioden. Det bör dock framhållas att sifferuppgifterna har hämtats från olika källor och har ett betydande inslag av osäkerhet. Utvecklingen av antal fordon, antal fordonskilometer och antal personkilometer redovisas tillsammans med bensin användningen i tabell 6.9.

Vad gäller energihushållning ger siffrorna en rätt nedslående bild av utvecklingen för personbilstransporter. Visserligen har bilarna blivit mer bränslesnåla. Bensinåtgången per fordonskilometer

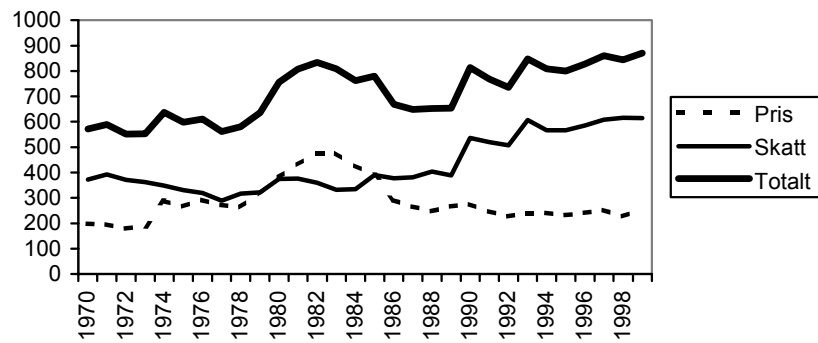
minskade med 12 % under 1980-talet men har därefter varit i stort sett konstant (förskjutningen i efterfrågan mot tyngre fordon har varit en motverkande faktor). Räknat över hela perioden handlar det om en minskning med mindre än en halv procent per år i genomsnitt. Samtidigt har det lägre antalet passagerare per fordon inneburit att bensin användningen per personkilometer 1998 t.o.m. var högre än 1970.

Tabell 6.9. Personbilstransporter – produktion och bensinförbrukning. Index, 1970 = 100.

	1980	1990	1998
Antal personbilar	124	156	163
Antal fordonskilometer	143	174	183
Antal personkilometer	106	156	153
Total bensinförbrukning	116	153	161
Per fordonskilometer	94	88	88
Per personkilometer	110	98	105

Den snabbt ökande bensinförbrukningen är desto mer anmärkningsvärd mot bakgrund av att detta är en vara vars relativpris har stigit betydligt under den aktuella perioden. Kontrasten är i det avseendet påtaglig gentemot den utveckling för råvarupriserna som beskrevs i förra kapitlet. Bensinpriset i fast penningvärde (dvs. deflaterat med konsumentprisindex) var 1998 drygt 45 % högre än 1970. Visserligen har produktpriset före skatt sjunkit kraftigt från början av 1980-talet, men detta har mer än väl uppvägs av kraftiga skattehöjningar. Skatten på bensin 1998 var ca 6 kr per liter, vilket kan jämföras med 3,75 kr per liter i samma penningvärde år 1970. Utvecklingen av produktpris, skatt och totalt bensinpris redovisas i figur 6.2.

Figur 6.2. Bensinpris och bensinskatt år 1970–1999. Öre per liter i 1998 års penningvärde.



Resultaten i fråga om bensinförbrukningens utveckling får emellertid inte tolkas som att bensinefterfrågan skulle vara okänslig för prisändringar. Empiriska studier tyder i stället på en relativt hög priskänslighet – en långsiktig priselasticitet i närheten av -1 , vilket betyder att en prishöjning av viss storlek skulle medföra en procentuellt sett nästan lika stor minskning av efterfrågan. Förbrukningsökningen förklaras i stället av att bensin är en vara med hög inkomstelasticitet, dvs. att hushållen vid stigande inkomster väljer att utnyttja en stor del av tillskottet för drivmedelsköp samtidigt som fordonens nyttjandegrad har sänkts.

Lastbils- och busstransporter

Godstransporterna på landsväg har ökat kraftigt under de senaste 30 åren. Räknat i tonkilometer rör det sig om en ökning med ca 80 %, och antalet lastbilar var 1998 nära 2,5 gånger så stort som 1970. Ökningen faller i huvudsak på fordonstyper med låg tjänstevikt (under 3,5 ton) och mycket hög tjänstevikt (över 24 ton), medan andelen för medelstora lastbilar har minskat markant. Andelen bensindrivna lastbilar ökade kraftigt under 1980-talet, men de senaste åren har tendensen varit den motsatta. Utvecklingen av transportarbete och dieselförbrukning beskrivs i följande tabell

Tabell 6.10. Lastbilstransporter – produktion och dieselförbrukning. Index, 1970 = 100.

	1980	1990	1998
Antal lastbilar	126	215	236
Antal tonkilometer	132	153	188
Total dieselförbrukning	136	160	161
Total dieselförbrukning per tonkilometer	103	105	86

I absoluta tal har således dieselförbrukningen för lastbilstrafik ökat lika mycket som personbilstrafikens bensinförbrukning – med ca 1,7 % per år mellan 1970 och 1998. För den specifika bränsleförbrukningen noteras däremot en mer gynnsam utveckling sett från energihushållningssynpunkt. Efter en markant uppgång under större delen av 1980-talet har dieselförbrukningen per tonkilometer minskat kraftigt mellan 1990 och 1998.

Antalet bussar förändrades endast obetydligt mellan 1970 och 1998, men däremot har storleksfördelningen ändrats kraftigt. Bussar med kapacitet över 50 passagerare utgör nu mer än två tredjedelar av fordonsparken, medan motsvarande andel år 1970 var 40 %. Vid givet kapacitetsutnyttjande är större fordon mer bränsleeffektiva än mindre fordon. Det tillgängliga siffermaterialet tyder emellertid på att bussparkens kapacitetsutnyttjandegrad har sänkts betydligt under den undersökta perioden. Medan dieselförbrukningen per fordonskilometer var ungefär densamma 1998 som 1970, hade förbrukningen per personkilometer ökat med mer än 25 % under samma period.

Järnväg, flyg och sjöfart

Elanvändningen för drift av järnvägs-, spårvägs- och tunnelbanetrafik har legat kring 2,5 TWh per år sedan 1970-talet. Elanvändningens fördelning mellan person- och godstrafik kan inte beräknas, eftersom elmätare inte har funnits installerade i loken. För järnvägstrafikens transportarbete och elanvändning redovisas följande ökningstal mellan åren 1970 och 1998:

Tabell 6.11. Trender inom den spårbundna trafiken, 1970–1998, procent.

Antal personkilometer	54
Antal tonkilometer	11
Elanvändning	41

Oavsett fördelningen mellan person- och godstrafik ger dessa siffror inte intryck av att någon nämnvärd effektivisering av järnvägstrafikens energianvändning har skett under perioden. Att minska elanvändningen har inte varit prioriterat, enligt uppgift beroende på att elkostnaden utgör en mycket liten del av järnvägens totala kostnader.

Användningen av flygbränsle ökade med 58 % mellan 1970 och 1998. Det rör sig här om en period av kraftig expansion för flygtrafiken. Mellan 1973 och 1998 ökade antalet landningar med 65 %, och antalet passagerare nästan fyrdubblades. Räknat per passage-rarkilometer har förbrukningen av flygbränsle minskat till omkring en femtedel av 1970 års nivå – den utan jämförelse snabbaste minskningen av specifik energianvändning inom näringslivet.

Tillförlitlig statistik över sjöfartens bränsleanvändning saknas, beroende på att sjöfarten till största delen är internationell och att bunkring sker i de länder där priset är mest gynnsamt. Det är också svårt att fördela bränsleanvändningen mellan inrikes och utrikes sjöfart. Troligen har bränsleeffektiviteten inom sjöfarten förbättrats, beroende på en starkt ökad andel större fartyg. Till en del har dock dessa effektivitetsvinster motvägts av ökade krav på snabba transporter, t.ex. höghastighetsfärjor.

6.5 Energianvändning i bostads- och servicesektorn

Denna sektor omfattar sex delsektorer; se tabell 6.12 nedan. Användningen av energi inom byggverksamhet och de s.k. areella näringarna, jordbruk, fiske och skogsbruk, omfattar tillsammans 7 % av sektorns totala energianvändning. Beskrivningen nedan kommer därför att koncentreras på övriga tre delsektorer; hushåll, privata och offentliga tjänster. Under perioden 1983–1998 har energianvändningen fördelats på delsektorerna på ungefär samma sätt. Vid en jämförelse mellan åren 1983 och 1998 är den enda skillnaden att fördelningen mellan privata och offentliga tjänster har förändrats. År 1983 utgjorde energianvändning inom den privata

tjänstesektorn 13 %, medan energianvändningen inom den offentliga verksamheten var 16 %. År 1998 var situationen den omvända.

Tabell 6.12. Bostads- och servicesektorns energianvändning fördelad på delsektorer 1998, procent.

Jordbruk och fiske	4
Skogsbruk	1
Hushåll	63
Offentlig verksamhet	12
Byggverksamhet	2
Övriga tjänster	18

Inom bostads- och servicesektorn efterfrågas energitjänster såsom värme, ljus och möjligheter att förvara mat m.m. Dessa behov och önskemål kan vara svåra att kvantifiera. Till detta kommer att konsumenters och företags krav och preferenser förändras och produkter utvecklas. Detta försvårar möjligheterna att utröna hur energiproduktiviteten förändrats under olika tidsperioder.

Det finns osäkerheter förknippade med statistiken i bostads- och servicesektorn. Statistiken har inte heller den detaljeringsgrad som krävs för att man mer exakt ska kunna beskriva utvecklingen av den effektivisering som skett. Det är svårt att avgöra om det skett någon effektivisering om t.ex. hushållen höjer inomhustemperaturen samtidigt som de tilläggsisolerar fastigheten. Den upplevda nyttan kan då ha ökat utan att energianvändningen har gjort det, men denna form av effektivisering framgår inte när statistiken studeras.

I delsektorn hushåll ingår energianvändning i bostäder och fritidshus och hushållens övriga energikonsumtion, exklusive privatbilism.

Den totala temperaturkorrigerade energianvändningen inom sektorn har i stort sett varit oförändrad sedan år 1970. Den har varierat något, men oftast legat mellan 155 och 165 TWh. Sedan slutet av 1980-talet har användningen varit relativt konstant, runt 160 TWh.

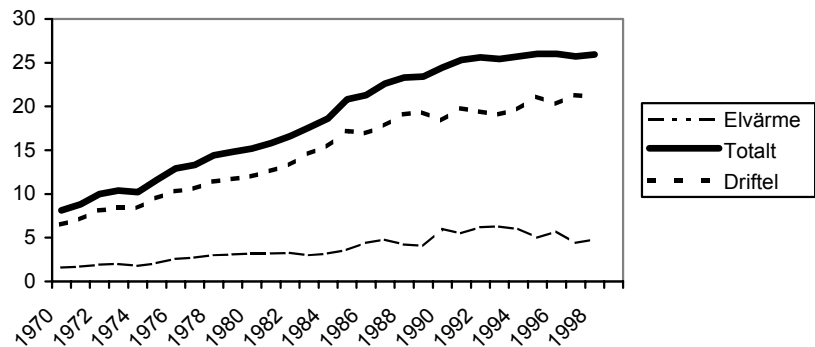
Användningen av energi för uppvärmning och varmvatten i bostäder har i stort sett varit oförändrad sedan mitten av 1980-talet. Den totala användningen av energi för uppvärmning har uppgått till ca 60 TWh. Motsvarande användning för varmvatten är ca 20 TWh. Det har inte heller skett någon större förändring av fördelningen mellan energislag. Användningen av olja har minskat något till

förmån för användning av el och fjärrvärme. De stora förändringarna skedde under 1970-talet och i början av 1980-talet.

Elanvändningen har ökat kontinuerligt sedan år 1970, dels till följd av en ökad hushålls- och driftelanvändning, dels till följd av en ökad elanvändning för uppvärmningsändamål. Fjärrvärmeanvändningen har också ökat. Årsmedelverkningsgraderna för uppvärmningssystem som baseras på el eller fjärrvärme är högre än t.ex. system som baseras på olja och trädbränslen. Det uppkommer dock förluster när el och fjärrvärme produceras, men dessa hänförs inte till de respektive användarsektorerna. I detta avsnitt tas, till skillnad från föregående avsnitt, inte hänsyn till verkningsgraden på tillförselsidan.

Användningen av hushållsel har ökat kontinuerligt i Sverige. En ökning av antalet hushåll och bostäder ligger bakom en del av ökningen, men det är framför allt en ökad användning per hushåll som har orsakat utvecklingen. Under perioden 1970 till 1998 har den genomsnittliga användningen av hushållsel i ett småhus ökat med ca 50 %.

Figur 6.3. Användning av el i servicesektorn, TWh.



Inom delsektorn lokaler används el framför allt till drift men en mindre del används för uppvärmning. Elanvändningen ökade kontinuerligt från 1970 till början av 1990-talet. Därefter har användningen planat ut. Det beror på att användningen av elvärme de senaste åren har minskat något och takten med vilken driftelen ökat har avtagit.

När användningen av driftel sätts i relation till den uppvärmda ytan framkommer att användningen per kvadratmeter ökade fram till år 1992. Därefter har inte någon ökning skett. Tillväxten i an-

vändningen av driftel har sedan mitten på 1980-talet varit lägre än tillväxten i den totala tjänsteproduktionen.

Sedan 1970 kan utvecklingen av energianvändningen per kvadratmeter uppvärmd yta indelas i två perioder. Under perioden 1970–1985 halverades den specifika energianvändningen, medan den i stort sett varit oförändrad sedan 1985. Halveringen kan till större delen tillskrivas att olja ersattes med elvärme för uppvärmningsändamål. Ytterligare en faktor som kan ligga bakom utvecklingen är att den uppvärmda volymen minskade genom att de nybyggda husen var lägre i tak än de äldre. Om energianvändningen för uppvärmning sätts i relation till uppvärmd volym blir nedgången i den specifika användningen inte alls lika drastisk som när energianvändningen sätts i förhållande till uppvärmd yta.

6.6 Potentialer för lönsam energihushållning

Framförallt i fråga om bostads- och servicesektorn har det under lång tid presenterats bedömningar av hur mycket energi som kan sparas i samband med att olika typer av åtgärder genomförs. Syftet med att ta fram potentialer och metodiken för att beräkna dessa har varierat, men i många fall har potentialbedömningar påverkat valet av åtgärder och styrmedel inom energipolitiken. Bl.a. i två svenska offentliga utredningar har besparingspotentialer beräknats⁸ avseende energi. Ett synsätt som har varit vanligt förekommande är att i framtiden kommer exempelvis varje kylskåp att ha lägre åtgångstal med avseende på energi än idag och detta kommer att resultera i en lägre nivå på den totala elanvändningen.

I avsnitt 6.7 kommer en jämförelse mellan gamla prognoser/bedömningar och faktiskt utfall att göras. Här ska principerna för s.k. lönsamma effektiviseringsåtgärder diskuteras på ett mer kvalitativt sätt.

6.6.1 Potentialer i allmänhet

När man diskuterar potentialer för energibesparing är det oftast användningssidan man syftar på. Miljöförbättringar via ökande andel förnybar energi till låg kostnad kan dock sägas vara motsvarande potential inom tillförselsektorn. Resurseffektivisering enligt

⁸ SOU 1995:139 respektive SOU 1987:610.

faktor 4 inbegriper ökad användning av förnybar energi, även om detta inte ska ses som en allmängiltig lösning.

Stora förväntningar på möjligheterna att via effektiviseringsåtgärder minska energianvändningen finns hos dem som förespråkar faktor 4. Liknande resonemang finns också på många andra håll.⁹

Kärnan i potentialberäkningar är teknikbedömningarna – potentialerna är strängt taget teknikprognoser. Hur utvecklas den energibesparande tekniken och hur snabbt kan den spridas? Allmänna prognoselement som BNP-utveckling, branschstruktur i industrin, befolkningens tillväxt och liknande, tas normalt från andra prognoser.

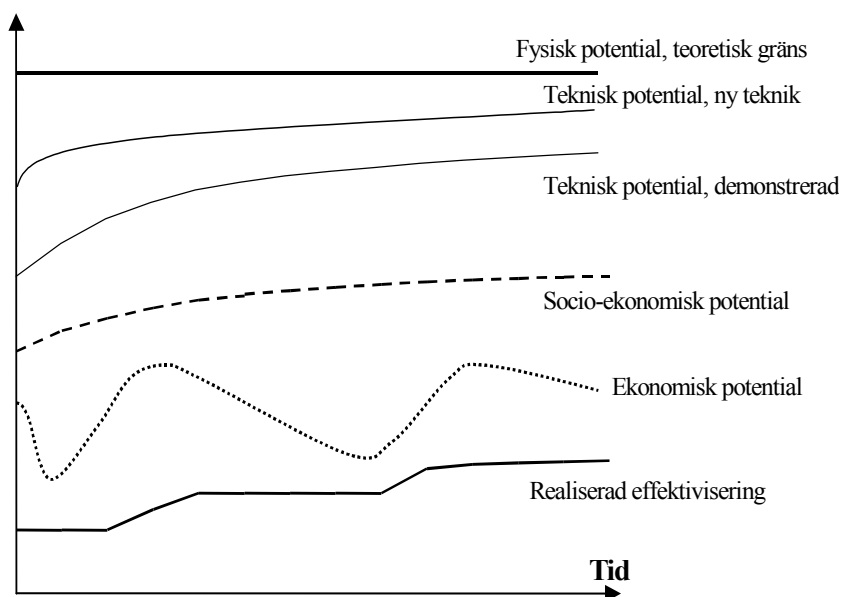
Potentialberäkningarna utgår i allmänhet från ett referensläge från vilket reduktioner skrivs fram betingade av den antagna teknikutvecklingen. Sällan tas det dock hänsyn till en framtida tillväxt i den ekonomiska aktiviteten, som tenderar att öka energianvändningen i förhållande till referensnivån. Detta har ofta lett till missvisande resultat i bedömningarna. Härtill kommer den inneboende osäkerheten om effektiviseringsmöjligheternas genomslag i praktiken.

För känd och förväntad teknikutveckling kan antaganden göras om den s.k. acceptansen, dvs. i vilken utsträckning den nya tekniken får genomslag i verkligheten. I detta sammanhang måste man skilja mellan olika slag av tekniska och ekonomiska potentialer.

I figur 6.4 illustreras förhållandet mellan olika potentialdefinitioner. I takt med att ny kunskap och teknik blir tillgänglig förändras utseendet på och avståndet mellan de olika kurvorna i diagrammet. I varje givet ögonblick är detta dock konstant.

⁹ Exempelvis Johansson och Steen, (1985).

Figur 6.4. Skiss över olika potentialdefinitioner vid givet efterfrågemönster i ekonomin.



Den *fysiska potentialen* begränsas av den teoretiskt minimala energinivå som krävs för den aktivitet som avses, givet kunskapsnivån. Enda sättet att ytterligare minska energianvändningen är att inte utföra aktiviteten.

En *teknisk potential* med framtida, ny och bättre teknik kan specificeras.

En *annan teknisk potential* är den som kan nås med *existerande teknik*. Vad som avses med existerande teknik kan dock diskuteras. Begreppet kan omfatta alltifrån produkter på demonstrationsstadiet via prototyper till försöksstadiet. Det är hypotetiskt möjligt att i varje tidpunkt byta ut befintlig installerad teknik mot den mest effektiva som finns på marknaden och genom att subtrahera summorna av användningen i de två olika fallen erhålla en "potentiell energibesparing". Att försöka eliminera "effektivitetsgapet" torde vara förenligt med enorma kostnader¹⁰ eftersom det förutsätter att en stor del av kapitalutrustningen skrotas och ersätts med ny.

Den *socioekonomiska potentialen* visar vilken nivå av effektivisering som är samhällsekonomiskt lönsam. Begreppet är svårdefinierbart eftersom detta kräver subjektiva värderingar av ibland icke

¹⁰ Jämför Jacobsen, (2000).

mätbara variabler som t.ex. miljöstörningar. Den förändras exempelvis när preferenserna rörande en god miljö ändras.

Med den *ekonomiska potentialen* avses den nivå av effektivisering som är privatekonomiskt lönsam. Denna är cyklisk, vilket kan förklaras med att konjunkturuppgångar gör investeringar i ny och effektivare teknik lönsamma. Prishöjningar på energi ökar den ekonomiska potentialen medan prissänkningar minskar den. Kraftiga prissänkningar kan leda till att den ekonomiska potentialen sjunker under den realiserade dvs. man har effektiviserat för mycket.

Den nedersta kurvan representerar den *faktiskt genomförda effektiviseringen*. Definitionsmässigt kan det på en väl fungerande marknad inte finnas åtgärder som är privatekonomiskt lönsamma och som trots detta ändå inte vidtas. Om det finns en skillnad mellan den realiserade potentialen och den ekonomiskt lönsamma antyder detta någon form av brist hos marknadernas funktionssätt.

Om ett enskilt företag/hushåll gör investeringar i exempelvis bergvärmepumpar kan detta medföra att andra åtgärder som tidigare varit ekonomiskt lönsamma (byte av fönster) nu inte går att räkna hem. Med andra ord, på mikronivå så är/blir potentialerna olika beroende på vilka investeringar som görs/har gjorts i en fastighet. Detta är viktigt att ta hänsyn till detta vid summering av s.k. tekniska potentialer (se kommande avsnitt) för att undvika dubbelräkning.

6.6.2 Motiv för energieffektivisering – faktor 4

I diskussionen om faktor 4 har Weizäcker m.fl. fört fram möjligheten att fördubbla välfärden och halvera energianvändningen. Orsakerna till att man bör effektivisera resursanvändningen med en faktor 4 är enligt författarna:

- Öka välfärden/livskvaliteten genom att man exempelvis kan se bättre med en effektiv belysning.
- Minska resursuttömningen och utsläpp av miljöfarliga ämnen.
- Tjäna pengar. Resurseffektivisering är lönsamt, eftersom man inte behöver betala för de resurser man inte använder.
- Bättre användning av knappa kapitaltillgångar. Det kan vara rationellt för utvecklingsländer att satsa på effektiviseringar exempelvis inom energiområdet för att slippa investera i stora anläggningar för energitillförsel.

- Öka säkerheten. Genom att minska konkurrensen om de knappa naturresurserna minskar risken för internationella konflikter.
- Öka sysselsättningen och minska resursslöseriet genom att minska skatten på arbetskraft och höja den på naturresurser, m.a.o. det som brukar kallas skatteväxling.

Genomgående i argumenten för faktor 4 är uppfattningen att kostnaderna för effektiviseringsåtgärder är överskattade. Weizäcker m.fl. menar att när man genomför små effektiviseringsåtgärder så ökar marginalkostnaden på liknande sätt som exempelvis vid rening av utsläpp. Stora effektiviseringar kan åstadkommas relativt sett billigare per sparad enhet energi. En del har till och med till negativa kostnader, dvs. man får betalt för att genomföra dessa investeringar.

Ett exempel är att genom att planera bebyggelse efter ljusförhållanden – husets läge, fönstrens placering och storlek – kan man minska elanvändning för belysning radikalt. På motsvarande sätt kan behovet av luftkonditionering/uppvärmning också minskas.

De flesta av de exempel som förs fram är genomtänkta och skulle vid ett genomförande effektivisera resursanvändningen med avseende på energi. Varför sker inte detta spontant om det nu är så att det både sparar resurser och dessutom går med vinst? Antingen har de som förespråkar faktor 4 fel på så sätt att de underskattar kostnaderna eller fungerar energimarknaderna inte tillfredsställande.

I argumentationen för faktor 4 lyfts följande orsaker fram som grund för att förbättringar inte kommer till stånd:

- Höga transaktionskostnader som härrör från inneboende tröghet i organisationer som hanterar naturresurser. Främsta orsaken till trögheten är bristande kunskap hos personalen rörande möjligheterna till effektiviseringar. Andra orsaker är kapitalägare som har ett intresse i att bevara rådande strukturer samt okunskap hos kunderna.
- Högre krav på återbetalningstid för effektiviseringsåtgärder än för exempelvis kraftverksbyggen.
- Brister i incitamentsstrukturen, som exempelvis att i hyreshus och lokaler är ägaren/hyresvärden oftast inte den som betalar energiräkningen.
- Priserna innehåller endast i mindre omfattning information om samhällets totala kostnader för att tillhandahålla varan i fråga,

- framförallt med avseende på miljökostnader och kostnader för framtida generationer.
- Regleringar kan motverka en resurseffektiv användning. I vissa länder är det inte tillåtet för taxichaufförer att plocka upp kunder i andra områden än där de har sin verksamhet, vilket innebär att om en resa sträcker sig utanför området får de åka utan passagerare tillbaka.

Att aktörerna på marknaden inte har tillgång till fullständig information kan ha flera orsaker. Inhämtandet av information är förenat med en kostnad och centralisering av informationsinhämtandet kan innebära en resursbesparing eftersom informationen då kan komma ett stort antal konsumenter till nytta. Denna insikt är också en bakgrund till statlig verksamhet på området, exempelvis konsumentverket. Den intressanta frågan i detta sammanhang är om energieffektivitet hos varor, är svårare att erhålla information om än andra egenskaper och därför behöver särbehandling.

Ett exempel som skulle kunna indikera på bristande information är följande. Kylskåp har till uppgift att hålla maten kall men dessutom är de skrymmande varför också kvalitetsegenskaper såsom design och den volym som kylskåpet rymmer per den volym skåpet tar i anspråk torde vara viktiga faktorer vid valet. Om det givet *alla* dessa parametrar går att välja ett kylskåp som använder mindre energi till samma pris går det svårligen att säga att man har en optimal resursanvändning. P.g.a. exempelvis imperfekt information gör individen i detta fall ett val som leder till att resursanvändningen inte kan betraktas som optimal. Det bör noteras att det finns en risk att man bortser från faktorer som har betydelse för konsumentens val, såsom ljudnivå vid drift etc.

Transaktionskostnadernas betydelse för nivån på energianvändningen har diskuterats ingående i olika sammanhang. Alla transaktioner innebär kostnader, vare sig det rör energieffektivisering, energiproduktion eller något annat. Transaktionskostnader definieras som de kostnader som krävs för att en marknadstransaktion skall genomföras – m.a.o. den kostnad som är förknippad med att identifiera en motpart, skaffa sig tillräcklig information om marknaden och förhandlingar. Transaktionsekonomi handlar om att analysera hur man kan få dessa kostnader att minska för att få en mer effektiv situation.

Höga transaktionskostnader kan bero på att energianvändning inte tillhör företagets kärnverksamhet och att kompetensen inom energiområdet därför inte är så omfattande. Sökkostnaderna blir då

högre för energieffektiviseringsåtgärder än för motsvarande investeringar inom företagets kärnverksamhet. Detta är inte någon marknadsimperfection utan ett resultat av företagets prioritering. I de fall man inte beaktat detta är de "vinstgivande" potentialerna endast resultatet av en systematisk underskattning av kostnaderna för att genomföra de föreslagna åtgärderna. Här kan dock finnas inslag av kollektivitet i informationsinhämtandet som gör att statliga åtgärder kan vara motiverade, men detta är inget specifikt för energiområdet.

Många elkunder betalar idag ett "för högt" pris för sin el p.g.a. att de inte omförhandlat sina avtal med leverantören. Det finns sannolikt många skäl för att så är fallet, men i analogi med ovanstående borde det vara angeläget att minska transaktionskostnaderna för dessa kunder, vilket dock inte skulle leda till en minskning i elanvändningen.

Andra orsaker till att nivån på energieffektivisering avviker från den optimala skulle kunna vara s.k. split incentives (skilda plånböcker). På en väl fungerande marknad skulle detta motverkas av att lägenheter med låg energieffektivitet blir svårare att hyra ut, men i en situation med exempelvis brist på bostäder fungerar inte denna återkoppling. Olika typer av investeringar har olika återbetalningstider beroende på projektets utformning. Det är heller inte troligt att energibolag och individer systematiskt räknar fel. Det kan vara rationellt för en aktör på marknaden att ha en viss försiktighet marginal vid inköp av ny teknik¹¹ och därför ha en kortare avskrivningstid för ny okänd teknik än för gammal beprövad teknik. En analys med modesta skillnader i avskrivningstid visar att även aktörer med låga diskonteringsräntor väljer beprövad teknik framför ny teknik trots skillnader i energiförbrukning. Inom byggsektorn verkar dock "split incentives" ha haft negativa konsekvenser för tillämpning av lösningar som främjar resurshushållning.¹²

Ett annat argument är att hyresgästen inte alltid möter marginalkostnaden för energianvändningen utan betalar en fast avgift utan korrelation med nivån på användningen. Enskilda konsumenter får inte något incitament att minska sin energianvändning då kostnaderna slås ut på ett större kollektiv. I varje enskild vallsituation möter inte hyresgästen marginalkostnaden av sitt beteende utan istället någon slags genomsnittskostnad för kollektivet, vilket sett på kort sikt givetvis inte leder till en effektiv situation.

¹¹ Kooreman, (1998).

¹² SOU 2000:44.

Teknikspridning är en viktig bestämningsfaktor för hur snabbt ny, energieffektiv teknik kommer till användning. Inom byggsektorn har särskilt stora problem med tröghet i teknikspridningen uppmärksammats.¹³ Marknaden för byggmaterial är sådan att innovationer hindras att komma ut på marknaden och det är svårt för köparen att kunna köpa de bästa produkterna p.g.a. uppenbara brister i marknadens funktionssätt. Staten har historiskt haft en roll som upphandlare av ny teknik, kanske framförallt av näringspolitiska skäl. Om den är särskilt stor på energiområdet är dock svårt att bedöma.

Ett vanligt argument bland ekonomer är att om alla aktörer på marknaden är rationella så har de vidtagit alla hushållningsåtgärder som är lönsamma vid den rådande energiprisnivån. Weizäcker et al vänder sig mot detta sätt att resonera och kallar det fatalistiskt. Det är fullt möjligt att enskilda individer inte väljer den optimala energianvändningen i likhet med användningen av andra resurser. Den intressanta frågan är – när finns det anledning för staten att söka förändra den energianvändning som uppstår spontant? Om någon typ av marknadsimperfection gör att användningen är högre/lägre än vad som är optimalt finns en sådan anledning. De intäkter som samhället förväntas få som följd av exempelvis mer information måste dock vägas mot kostnaden för åtgärderna.

6.6.3 Effekter av åtgärder för energieffektivisering

Weizäcker m.fl. diskuterar ett flertal olika typer av åtgärder för att höja energieffektiviteten av vilka flera har använts i Sverige. Ett exempel är tävlingar med en utlovad upphandling av en viss mängd av den vinnande teknologin. Ett annat är att höja skrotpremier på bilar för att öka utskrotningstakten och den genomsnittliga effektiviteten på beståndet.

Om energin kan användas mer effektivt medför detta att energi blir attraktivare som insatsvara, vilket motverkar och helt eller delvis kan motväga tendensen till energibesparing. En högre energiproduktivitet generellt gynnar också produktion av energiintensiva produkter framför annan produktion. Samtidigt uppkommer en inkomsteffekt genom att konsumtionen av samma varukorg blir billigare än tidigare, och en del av det ökade budgetutrymmet läggs på energikrävande konsumtion. Studier som har försökt kvantifiera denna effekt pekar på att effekten normalt är betydligt mindre än

¹³ SOU 2000:44.

ett, dvs. att energieffektivisering normalt leder till lägre energianvändning i ekonomin.¹⁴ Som exempel kan nämnas att "retureffekten" har uppskattats till under 30 % i uppvärmningssektorn och för biltransporter. Det är emellertid tveksamt om dessa empiriska studier klarar att fånga in hela effekten. Speciellt strukturella förändringar och riktigt långsiktiga förändringar kan vara svåra att studera.¹⁵

Vissa studier tyder dock på att man får kvardröjande effekter av investeringar i energieffektiv teknik även i tider med sjunkande energirelativpriser.¹⁶ Det innebär att energianvändningen inte ökar lika mycket som den skulle ha gjort om elasticiteten varit densamma vid prishöjningar som vid motsatsen. En möjlig slutsats av detta skulle vara att det finns ett visst utrymme för satsningar på normer för energianvändning för apparater, hus etc. som ger effekt på användningen även om energipriserna sjunker.

Åtgärder för effektiviseringar kan medföra ett strategiskt beteende, vilket visas i en analys av Demand Side Management (DSM)-programmen i USA.¹⁷ I USA har man subventionerat investeringar i energieffektiv utrustning, vilket enligt denna undersökning lett till att konsumenterna har "gjort sig mindre energieffektiva" än vad de var i utgångsläget, för att erhålla stöd för energieffektiviseringsåtgärder.

De energiföretag som satsat på DSM har gjort det av olika strategiska skäl, ett har varit att gå myndigheterna tillmötes för att undvika andra styrmedel. Den sammantagna effekten av företags och hushålls strategiska beteende samt retureffekten gör att minskningen av energianvändningen blivit betydligt lägre än vad som förväntades.

Systemlösningar framhålls ofta som en väg till stora energibesparingar bl.a. i faktor 4-diskussionen. Erfarenheten visar dock att inte alla system kan optimeras med avseende på enbart energi- eller naturresursanvändningen utan att andra vitala funktioner blir lidande. Exempel på detta är att den ökade isolering av hus, som skedde efter kampanjer om energisparande¹⁸ under senare delen av sjuttiotalet, misstänks vara en av orsakerna till ökande mängder av radon i äldre hus.¹⁹

¹⁴ IEA, (1998).

¹⁵ IEA, (1999).

¹⁶ Haas, (1998).

¹⁷ Wirl, (2000).

¹⁸ SOU 1983:34.

¹⁹ SSI, (1993).

Åtgärder som syftar till att öka energieffektiviteten får olika resultat beroende på hur energimarknaden är organiserad. I Sverige som i flera andra länder har en omfattande reformering av framförallt elmarknaden skett de senaste åren. Utvecklingen i Storbritannien beskrivs i en artikel²⁰ som belyser hur förutsättningarna för energieffektivitet förändrats genom avregleringen och vilka nya möjligheter som den fört med sig.

Energimarknadernas avreglering har inneburit en prispress på energi. Ett lägre pris försvagar incitamenten för energihushållning, samtidigt som prissänkningen är ett resultat av en effektivare resursanvändning på tillförselsidan. Förutsättningarna för energibolagen har också förändrats genom det större inslaget av konkurrens. Ett sätt att möta den ökande konkurrensen är att erbjuda energibaserade tjänster som ljus och värme.

Som slutkonsument efterfrågar man inte energi i sig utan den tjänst som energin kan utföra. Exempelvis efterfrågas inte elektricitet utan istället tjänster som exempelvis att kyla mat via ett kylskåp eller ge en önskad inomhustemperatur. En utveckling har redan börjat i Sverige där energiföretag tillhandahåller tjänster som inomhustemperatur och ljus etc. istället för kWh. Vissa energibolag arbetar målmedvetet med strategin att tillhandahålla totallösningar för värme, ventilation och ljus. Incitamenten förskjuts genom att energibolaget tjänar på att göra kostnaderna för att tillhandahålla tjänsten så låga som möjligt. Därigenom blir det vinstgivande att effektivisera energianvändningen. Det som kan ifrågasättas är om det inte finns en tendens för energibolaget att använda en energiintensivare produktion av vissa tjänster då det troligen möter ett klart lägre energipris än hushållen.

Mest intresserade av att köpa exempelvis belysningstjänster istället för el är företag som har en uttalad vilja att fokusera på sin kärnverksamhet. Den trend som finns inom vissa företag att "outsourca", dvs. köpa material och tjänster från underleverantörer framför att sköta tillverkning och tjänsteproduktion själva, är i linje med denna utveckling. Hur detta påverkar tillämpningen av energi-effektiv teknik generellt sett har dock hittills inte redovisats i någon undersökning.

På en avreglerad marknad finns stora möjligheter att uppnå effektivitet ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. En förutsättning är dock att staten skapar ett fungerande regelverk som exempelvis

²⁰ Eyre, (1998).

på elmarknaden. Marknader med med inslag av s.k. naturliga monopoler kräver en tillsynsfunktion för att fungera effektivt.

Diskussionen om huruvida energimarknaden fungerar väl har kraftigt förenklat utmynnat i två synsätt. De som svarar nej på frågan har sett stora tekniska och ekonomiska potentialer för energibesparing och ett medföljande behov av åtgärder. De som säger ja har betraktat behovet av styrmedel som begränsat. Beroende på utgångspunkt kommer man också fram till helt olika bedömningar av den framtida energianvändningen.

I dagens situation överstiger elpriset till slutkund inklusive skatt (för hushållen) elproduktionskostnaden för exempelvis vindkraft. I en sådan situation är det mindre troligt att det finns stora outnyttjade och samhällsekonomiskt lönsamma effektiviseringspotentialer.

Relevansen av potentialbedömningar av olika slag har diskuterats i många sammanhang och i nästa avsnitt görs en jämförelse mellan gamla potentialbedömningar/prognoser och faktiskt utfall för att skaffa någon form av empiriskt belägg för hur man ska se på denna fråga.

6.7 Energiprognoser och utfall

I det följande avsnittet görs en översiktlig genomgång av ett antal historiska framtidsbedömningar av energi- och elanvändningen, varav några granskas något mer detaljerat. Jämförelsen mellan dessa historiska bedömningar och faktiskt utfall kan ge en uppfattning om relevansen även av de framtidsbedömningar och åtgärdsförslag som görs exempelvis av Weizäcker m.fl. och i "Förslag till svensk klimatstrategi".²¹

En svårighet i bedömningen av effektiviseringspotentialer är bristen på statistik. Det vore frestande att så här i efterhand granska ett antal effektiviseringspotentialer och undersöka hur träffsäkra teknikprognoserna varit. Det vore däremot inte meningsfullt att på ett ytligt plan kontrollera träffsäkerheten i potentialbedömningarna på aggregerad nivå, just det som statistiken skulle tillåta. Prisutveckling, BNP-tillväxt med flera av de för slutresultaten viktiga betingelserna har utvecklats annorlunda än i prognoserna och i effektiviseringspotentialerna.

Bättre vore kanske att skala bort allt utom teknikprognosen. Har tekniken kunnat utvecklas som förutsatts (givet en eventuellt annorlunda prisutveckling m.m.)? Har de delar av energianvänd-

²¹ SOU 2000:23.

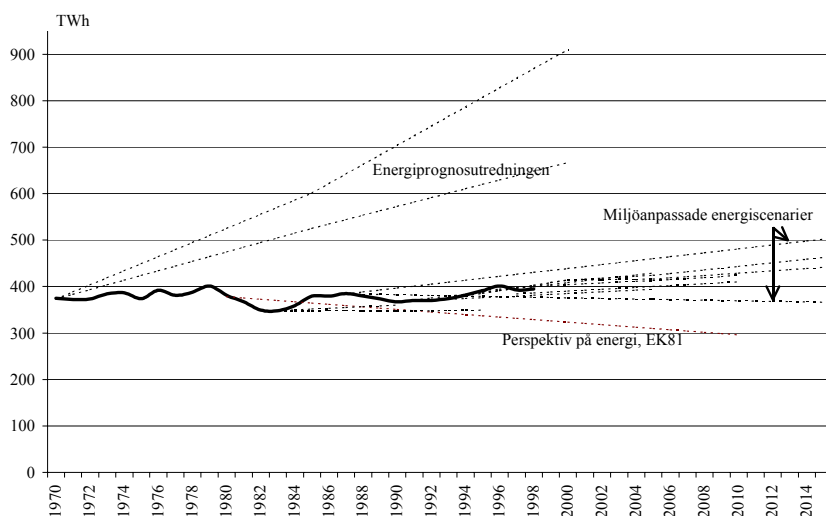
ningen som utpekats som särskilt strategiska i effektiviseringsarbetet visat sig så förbli? Har tekniken utvecklats mer för andra än de strategiskt angivna teknikområdena? Beror avvikelserna på att betingelserna inte infriats, eller visar diskrepanserna på andra svårigheter med metoden för effektiviseringspotentialer? Sådana jämförelser har tidigare inte gjorts, men det är viktigt att detta kommer till stånd, och utredningen har därför initierat ett sådant arbete.

Utredningen har valt att redovisa och diskutera tre välkända utredningar/rapporter innehållande potentialbedömningar, vilka har haft stor betydelse för den svenska energipolitiken. Dessa är "Perspektiv på energi" från 1985, "Elanvändningsdelegationen" från 1987 och "Energikommissionen" från 1995. Senare kommer analysen att göras för varje användarsektor för att undersöka om det finns element i bedömningarna som på ett meningsfullt sätt kan jämföras med den faktiska utvecklingen. Först lämnas dock en redovisning av utfallet för ett antal svenska energiprognoser.

6.7.1 Historiska prognoser

Sedan 1970-talets början har ett stort antal framtidsbedömningar redovisats, från Energiprognosutredningen 1974 fram till Klimatkommittén år 2000.

Figur 6.5. Historiska prognoser över inhemsk energianvändning, samt faktisk inhemsk användning²², 1970–1998, TWh.



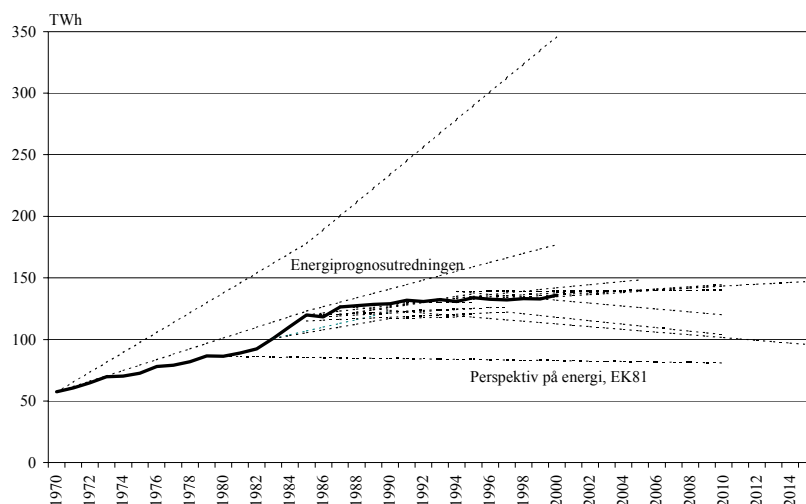
Utvecklingen enligt Energiprognosutredningen från 1974 och Perspektiv på energi, från 1981 års energikommission, skiljer sig markant från övriga bedömningar. En av anledningarna kan vara utgångspunkten för beräkningarna. Utredningen från 1974 utgick från leveranssäkerhetsperspektivet. Inga begränsningar fanns beträffande tillgängliga energislag och en fortsatt ökad energianvändning förutspåddes, fyra scenarier beräknades. I de två lägre scenarierna utgick man från en kärnkraftsproduktion på 55 TWh el och i de två högre uppgick kärnkraften till 185 respektive 195 TWh. Energikommissionen 1981 tillsattes efter folkomröstningen år 1980 och perspektivet var en framtida avveckling av kärnkraften.

De övriga studerade bedömningarna ryms inom de två ytterlighetsscenarioer som beräknades av Statens energiverk 1989 i Miljöanpassade energiscenarier. I förutsättningarna för dessa beräkningar ingår bl.a. att två kärnkraftsreaktorer skulle vara avställda 1996 och samtliga till 2010.

²² Med användning avses här inhemsk användning, dvs. användningen i de tre sektorerna industri, transporter samt bostäder, service m m. Utrikes transporter, omvandlings- och distributionsförluster samt energi för icke energiändamål ingår inte.

Elprognoser

Figur 6.6. Historiska prognoser över framtida slutlig elanvändning²³ samt faktisk slutlig användning 1970–1998, TWh.



Även i bedömningen över den framtida elanvändningen avviker Energiprognosutredningen och Perspektiv på energi från övriga bedömningar. Det kan noteras att den totala elanvändningen bedömdes minska i några scenarier i ytterligare tre rapporter.²⁴

I "Miljöanpassade energiscenarier" antas för scenariot med lägst elanvändning bl.a. att industriproduktionen minskar med nästan 30 % mellan åren 1987 och 2015. Elvärmen i bostadssektorn antas också minska med nästan 55 %. I "Omställning av energisystemet" antas mycket stora potentialer för en effektivare energi- och elanvändning.

En av förklaringarna till skillnaderna kan, som tidigare nämnts, vara den utgångspunkt eller det syfte man har haft för beräkningarna. I inget av de tre nämnda exemplen har syftet varit att göra en bedömning av den troliga utvecklingen i form av ett referensalternativ. Gemensamt är att man försökt beskriva hur ett framtida energisystem skulle kunna se ut givet antaganden om t.ex. begräns-

²³ Med slutlig elanvändning avses elanvändningen inom industri, transporter, bostäder m.m. samt fjärrvärme och raffinaderier. Distributionsförluster ingår ej.

²⁴ Statens Energiverk, (1998), Statens energiverk, (1989) och SOU 1995:140.

ningar i tillgången på vissa resurser. Utifrån dessa antaganden beräknades priser på energi och el, vilka styrde samhällets efterfrågan.

6.7.2 Industrisektorn

I "Perspektiv på Energi"²⁵ presenteras ett antal olika scenarier över industrins energianvändning. Dessa byggde på antaganden om industriproduktionens utveckling och vilken tekniknivå som antogs skulle etableras. Det anges dock inte något tidsperspektiv för detta. Ett scenario byggde på "avancerad teknik" och ett annat på att den genomsnittliga tekniken inom den effektivaste tiondelen av företagen basåret 1980, skulle bli den genomsnittliga för industrin som helhet.²⁶ Båda dessa scenarier byggde på en produktionsökning med 50 % i förhållande till basåret.

I "Elpriser och svensk industri" (1988) anges branschspecifika potentialer för ett flertal branscher och tillämpningar, t.ex. för elanvändningen inom livsmedelsindustrin. Effektiviseringar, förutom "punktvisa effektiviseringsinsatser", skulle ske via strukturrationalisering som antogs innebära att produktionen koncentrerades till färre men större produktionsanläggningar. Den specifika elanvändningen bedömdes till följd av detta minska med 6,5 % mellan åren 1985 och 1997. Utfallet blev en minskning på 1,9 %. Användningen i absoluta tal ökade från 2,1 TWh år 1985 till 2,5 TWh 1995.

En genomgång av dessa två potentialberäkningar visar på svårigheter att fånga upp verkligheten i alla led, även om försök görs att kombinera teknikutveckling, ekonomisk tillväxt och strukturuomvandling. Än svårare blir det när potentialberäkningar endast utgår från tekniska parametrar utan koppling till ekonomiska förändringar och strukturförändringar. En viktig orsak är att flera parametrar som ligger till grund för bedömningarna (exempelvis energipriserna) inte utvecklas såsom förväntats.

I många branscher utgör energikostnaden en låg andel av de totala kostnaderna. I livsmedelsindustrin utgjorde energikostnaden år 1996 ca 1,5 % av den totala kostnaden, vilket skall jämföras med lönekostnaden som utgjorde ca 15 %. I de branscher där energikostnaden utgör en betydande del av kostnaderna finns ofta en god kunskap om energianvändningen och dess kostnader. Företagen har därför redan i stor utsträckning installerat effektiv teknik. När

²⁵ Johansson och Steen, (1985).

²⁶ Effektivitet mäts i rapporten efter förädlingsvärdet per sysselsatt. Företag, inom en bransch, med högre förädlingsvärde per sysselsatt bedöms som mer effektiva.

energikostnaden är en liten andel av totalkostnaden kan detta vara ett skäl till att analyser av energianvändningen inte prioriteras.

Det är i många fall oklart vilka uppgifter som ligger till grund för potentialbedömningar. Ett exempel på detta är varvtalsreglering, vars teknik många elbesparingspotentialer baserats på. Lönsamheten att investera i varvtalsreglering, liksom förekomsten av besparingspotentialer, är beroende på motoreffekt och drifttid. Det finns inga uppgifter om total installerad effekt eller antal drifttimmar per år, fördelat efter motorstorlek. Därför är det svårt att följa upp potentialerna samt att förstå hur de kan ha beräknats.

Antagandena som potentialbedömningar bygger på måste granskas ingående för att deras relevans ska kunna bedömas. Vissa exempel tyder på att förutspådda specifika åtgångstal har uppnåtts. Detta beror dock sällan på att den teknik som bedömdes leda till dessa effektiviseringar de facto har installerats av industriföretagen. Utvecklingen de senaste årtiondena visar att effektiviseringar har skett och med all sannolikhet kommer fortsätta att ske.

6.7.3 Transportsektorn

Bedömningar över hur transportsektorn utvecklas ligger till grund för infrastruktursatsningar, trafik- och samhällsplanering samt på senare år även för uppfyllelsen av miljömål. I dessa bedömningar ingår även uppskattningar av hur vissa åtgärder och styrmedel kan bidra till att uppnå uppställda mål, t.ex. miljömål.

Nedan beskrivs två rapporter²⁷, som båda innehåller bedömningar av potentiella energieffektiviseringar. *Expertgruppen för energihushållning* hade i uppdrag att utarbeta alternativa förslag till energipolitikens utformning fram till år 1990. Rapporten innehåller en prognos över transportsektorns energianvändning samt förslag till besparingsåtgärder och redovisar ett förslag till strategi för hur sektorns energianvändning och koldioxidutsläpp kan reduceras. Tidsperspektivet är fram till år 2000.

Det totala persontransportarbetet beräknades öka med i genomsnitt 1–1,5 % per år mellan 1976 och 1990. Den faktiska utvecklingen ligger på närmare 2 % per år. Godstransportarbetet beräknades öka med i genomsnitt 3 % per år. Den faktiska utvecklingen ligger på 1,4 % per år. Persontransportarbetets utveckling har således totalt sett underskattats medan godstransportarbetets utveckling har överskattats kraftigt.

²⁷ Ds I 1977:12 samt Transportrådet, (1990).

Antalet åtgärder, styrmedel och potentialbedömningar i rapporten är omfattande. Nedan följer exempel från respektive besparingsområden. Samtliga angivna besparingspotentialer jämförs med referensnivån 1990.

Åtgärder som syftar till att minska transportbehovet genom att förändra samhällsstrukturen bedömdes få effekt först på mycket lång sikt. Expertgruppen föreslog därför inte några åtgärder inom detta område.

1. Inom området bättre resandeplanering, effektivare transportorganisation samt övergång till andra transportmedel föreslogs bl.a. en ökning av samåkning till och från arbetet. En överföring av lastbilstransporter till järnväg beräknades överslagsmässigt medföra en besparing på 5–8 % av lastbilarnas totala bränsleanvändning.
2. Genom att bl.a. informera bilister och lastbilsförare om körsättets betydelse för bränsleförbrukningen kunde, enligt lågalternativet, besparingar på runt 1 % av personbilarnas bränsleanvändning respektive ca 2 % av lastbilarnas bränsleanvändning uppnås.
3. Besparingar kunde också uppnås genom tekniska förändringar. Genom bl. a. införande av normer för högsta tillåtna bränsleförbrukning, bedömdes den specifika bränsleförbrukningen kunna minskas med drygt 6 %, från 0,94 liter per mil till 0,88 liter per mil. Detta skulle då motsvara en besparing på 400 000 m³.

Den totala besparingspotentialen för personbilstransporter bedömdes uppgå till 2,2 TWh i lågalternativet och 9,2 TWh i högalternativet. För godstransporterna är motsvarande siffror 0,6 TWh respektive 3,4 TWh. Den totala besparingspotentialen för samtliga transportslag (inrikes trafik) bedömdes uppgå till 3,1 TWh respektive 14,0 TWh.

Transportsektorns energianvändning (exklusive utrikes transporter) beräknades enligt prognosen uppgå till 71,4 TWh år 1990. Om hänsyn tas till besparingspotentialerna beräknades energianvändningen uppgå till mellan 68,3 och 57,4 TWh. Den faktiska energianvändningen i transportsektorn år 1990 uppgick till 83,5 TWh.

Andelen godstransporter som utfördes med lastbil ökade med närmare 13 % mellan åren 1976–90, medan transporter utförda med järnväg och via sjön minskade med drygt 2 % respektive 26 % un-

der samma period. En överföring av gods från lastbil till framför allt järnväg har alltså inte skett.

Effekterna av ett mer energiekonomiskt körsätt är svåra att beräkna. Sannolikt bokförs de i så fall som minskad specifik bränsleförbrukning. På samma sätt är det svårt att följa upp effekterna på bränsleförbrukningen av sänkta hastigheter.

I den andra rapporten, som presenterades av *Transportrådet* år 1990, beräknas energianvändningen för inrikes transporter år 2000 (i frånvaro av åtgärder) uppgå till 98,2 TWh, varav 56,5 TWh utgörs av bensin och 22,6 TWh av diesel. Eftersom statistik för helåret 2000 inte finns tillgänglig jämförs prognosen här med användningen år 1999. Transportsektorns energianvändning (exklusive utrikes sjöfart) uppgick år 1999 till närmare 91 TWh, varav 47,6 TWh utgjordes av bensin och 28,3 TWh av diesel. Utvecklingen av transportsektorns energianvändning verkar därmed ha överskattats tämligen kraftigt.

Totalt beräknas de i rapporten diskuterade åtgärderna medföra en besparing på ca 1,4 miljoner m³ petroleumbaserat bränsle, vilket motsvarar ca 13 TWh. Återigen är det aktuellt med åtgärder som sänkta hastigheter, överföring av gods från lastbil till järnväg, satsningar på kollektivtrafik samt information om energiekonomiskt körsätt. Genom frivilliga avtal, information och utbildning ska bilproducenter förmås att satsa på att ta fram bränslesnålare fordon och att bättre anpassa fordonen efter vilket användningsområde som avses. Dessa åtgärder beräknas medföra en besparing på sammanlagt 650 000 m³.

Programmet för att ingå frivilliga avtal med bilproducenter syftade till att förmå producenterna att sätta samman ett modellsortiment så att bränsleförbrukningen för en årsförsäljning inte översteg 0,65 liter per mil. Ett sådant avtal har inte ingåtts. Den specifika bränsleförbrukningen för nya personbilar uppgick år 1998 till 0,85 liter per mil.

Åtgärderna skulle enligt rapporten stabilisera transportsektorns koldioxidutsläpp år 2000 på 1988 års nivå. Enligt prognosen beräknas transportsektorns koldioxidutsläpp öka med närmare 13 % mellan åren 1988 och 2000²⁸. Eftersom utsläppsstatistiken för 2000 inte finns tillgänglig får jämförelsen göras med 1998 års utsläpp. Enligt den svenska utsläppsrapporteringen till Klimatkonventionen (IPCC) ökade utsläppen med 1 % mellan åren 1988 och 1998 exklusive utrikes transporter.

²⁸ Det är dock oklart huruvida utrikes transporter ingår i denna siffra.

Åtgärderna i de båda bedömningarna har det gemensamt att de flesta inte har genomförts, och om de har genomförts har det varit i andra syften, t.ex. på grund av trafiksäkerhetsskäl (sänkta hastigheter) eller också har åtgärderna inte fått avsedd effekt. Detta gäller framför allt satsningarna på att överföra en viss sorts trafik eller en viss sorts flöde till andra transportslag. Många av åtgärderna har effekter som överlappar varandra. Analyser saknas också över hur energianvändningen inom andra transportslag eller sektorer kan komma att påverkas. Kostnaderna för de åtgärder som diskuteras har inte redovisats, varför det inte är möjligt att göra en samhälls-ekonomisk bedömning av potentialernas relevans.

6.7.4 Bostads- och servicesektorn

I detta avsnitt studeras underlagsmaterial till två offentliga utredningar där besparingspotentialer har beräknats.²⁹ I den mån det är möjligt jämförs här de historiska bedömningarna med den faktiska utvecklingen.

Hushållsel

En gemensam uppfattning i de två studerade rapporterna är att användningen av hushållsel har nått en viss mättnad och att trenden av ökad hushållselanvändning kommer att vända.

Rapporternas huvudargument var att:

- Användningen av hushållsel hade ökat ganska kraftigt under 1970-talet och början av 1980-talet, vilket förklarades av att antalet eldrivna apparater ökat kraftigt under denna period. Täckningsgraderna för flertalet vitvaror började emellertid närma sig 100 %, varför stocken av vitvaror inte bedömdes fortsätta öka.
- Antalet brunvaror, dvs. TV, video, stereo och datorer, skulle fortsätta öka. Detta bedömdes dock inte leda till att elanvändningen skulle öka nämnvärt, då brunvaror hade ett lågt effektbehov och endast utnyttjades under kortare stunder.
- Teknikutvecklingen hade varit snabb sedan mitten av 1970-talet. Den specifika elanvändningen för vitvaror hade sjunkit kraftigt. En fortsatt lika snabb utveckling ansågs inte vara möjlig. Skillna-

²⁹ Johansson och Steen, (1985) respektive SOU 1987:610.

den i specifik användning mellan de befintliga vitvarorna och de nya var emellertid stor, då beståndet bestod av många äldre energislukande apparater. Det bedömdes därför att hushållselanvändningen skulle minska allt eftersom vitvarorna i hemmen byttes ut mot nyare och energisnålare modeller.

Den genomsnittliga användningen av hushållsel var 4,4 MWh/år 1980. För att beräkna effekten av ökat innehav av apparater i hemmen utgick man i rapporten från ett hushåll med fyra personer, som hade 100 % täckningsgrad för samtliga apparater. Vidare antogs att apparaternas specifika elanvändning i detta hushåll motsvarade genomsnittet för apparater i hemmen 1980. Hushållselanvändningen i ett fullt utrustat småhus skulle då vara 5,4 MWh/år. När man sedan utgick ifrån att apparaternas åtgångstal skulle motsvara den då rådande bästa tekniken på marknaden respektive den avancerade tekniken blev hushållselanvändningen per småhus 3,5 respektive 2,3 MWh/år. Det ansågs vara rimligt att den bästa tekniken i början av 1980-talet skulle motsvara genomsnittet i hemmen i mitten av 1990-talet eftersom de flesta apparaterna inte bedömdes ha en livslängd på mer än 15 år.

Slutsatsen blev att användningen av hushållsel kunde minska med ca 1,6 TWh till mitten av 1990-talet trots att standarden i hemmen ökar. En högre tillväxt i befolkningen än SCB:s prognos skulle inte behöva öka användningen, då man i beräkningarna hade utgått ifrån fler personer per hushåll än genomsnittet. För år 2010 bedömdes användningen av hushållsel vara lägre än 3,5 MWh per år och småhus, eftersom den teknik som utgjorde bästa teknik i början av 1980-talet skulle vara gammal år 2010.

Elanvändningsdelegationen visade på möjligheter att minska användningen av hushållsel. Minskningen i den befintliga bebyggelsen skulle uppgå till drygt 1 TWh. Expertgruppen reducerar potentialen till 0,5 TWh med hänvisning till att effektivare vitvaror ökar behovet av elvärme i eluppvärmda hus.

Trots vissa otydligheter förknippade med potentialberäkningarna går det att konstatera att bedömningarna inte har uppfyllts. Användningen av hushållsel har fortsatt att öka i småhusen och under perioden 1995–1999 har användningen legat mellan 5,4 och 6,2 MWh per år och småhus.

Frågan är varför utvecklingen inte blev den förväntade. Experterna verkade eniga om att efterfrågan på hushållsel var i stort sett mättad.

I beräkningarna utgick man från en viss storlek på apparaterna och att täckningsgraderna kunde bli maximalt 100 %. Därmed togs varken hänsyn till att ett hushåll kan investera i t.ex. en större frys när den gamla byts ut eller att hushåll kan behålla den gamla när de investerar i en ny.

I potentialberäkningarna förutsattes att den specifika elanvändningen för dåtidens mest energisnåla apparater skulle utgöra genomsnittet i hemmen ca 15 år senare. Det finns flera uppgifter som tyder på att ett sådant antagande leder till att besparingspotentialen för hushållsel överskattas. Vid en jämförelse av utvecklingen av åtgångstalen framkommer att inte ens den genomsnittliga elanvändningen för nyinköpta kylar och frysar år 1996 är i nivå med den specifika elanvändningen för den bästa tekniken år 1980.

Vitvaror antogs ha en livslängd på 10–15 år, varför samtliga vitvaror beräknades vara utbytta mot nyare apparater efter en 15-årsperiod. Enligt de uppgifter som samlades in i samband med studien "Svenska hushålls elanvändning – en ekonometrisk efterfrågestudie" är genomsnittsåldern för vitvaror ca 10 år. Hos cirka en tredjedel av de hushåll som har ett separat frysskåp eller en frysbox är dessa mer än 15 år gamla. Antas en livslängd på 10–15 år överskattas således möjligheterna att minska elanvändningen.

För att den genomsnittliga användningen ska kunna sänkas i den grad som förutsattes i beräkningarna måste konsumenterna välja de energisnålaste apparaterna när de byter ut den gamla utrustningen. Försäljningsstatistiken för åren 1996–1998 visar att så inte är fallet. Den specifika elanvändningen hos nya vitvaror skiljer sig mycket åt. Exempelvis använder den mest energislukande frysen dubbelt så mycket el som den mest energisnåla. För att informera konsumenterna om hur mycket energi olika vitvaror använder är de indelade i klasser efter specifik elanvändning. A-klassen har de lägsta åtgångstalen och klassen G de högsta. Under perioden 1996–1998 var andelen sålda A-klassade vitvaror relativt liten. Högst andel A-klassade vitvaror såldes av kombinerad kyl/sval, där andelen uppgick till drygt 10 %. För flera apparattyper var dock andelen nära noll. När det gäller frysboxar såldes flest av de F-klassade.

Vidare antogs att användningen av TV, video och datorer m.m. endast skulle påverka hushållens elanvändning marginellt, då dessa typer av apparater har lågt effektbehov och används under kortare stunder. Stock- och användningstiderna underskattades i beräkningarna av den framtida hushållselanvändningen. Komponenter i brunvaror har blivit effektivare, men samtidigt har utvecklingen gått mot kraftfullare apparater. Dessutom har fler apparater

standby-funktion och därmed använder de el hela tiden. Hushållsapparater som står i vänteläge bedöms använda mellan 300–700 kWh per år, vilket motsvarar ungefär 5–10 % av den totala hushållselanvändningen i ett småhus.³⁰

Metoden att beräkna elanvändningen utifrån specifika åtgångstal och täckningsgrader tar inte hänsyn till att nya typer av apparater kommer att användas i hemmen. Vid beräkningar för kortare tidsperioder har inte detta så stor betydelse, men när potentialer beräknas för en 15–20 års period kan den tekniska utvecklingen få stor inverkan på energianvändningen.

Pris- och inkomstkänsligheten för elanvändning av apparater har också betydelse för utvecklingen av användningen över tiden. Undersökningar som gjorts i Österrike visar på en elasticitet nära noll (Haas m.fl., 1998) dvs. priset har i det närmaste ingen inverkan på apparaternas elanvändning. Inkomstelasticiteten är relativt låg på kort sikt men högre på lång sikt. Att den långsiktiga inkomstelasticiteten är högre beror på att investeringar i större hus etc. slår igenom på längre sikt. Resultaten understryker svårigheten med att skala upp minskade åtgångstal och omvandla dessa till en minskad användning på sikt. Emellertid finns också en svag mättnadseffekt som visar sig genom att på att den långsiktiga inkomstelasticiteten ändå sjunker över tiden.

Den undersökning som gjorts för Österrike visar också i andra avseenden på liknande resultat som dem STEM redovisar. Samtliga apparater har blivit mer energisnåla över åren, och för dem som funnits på marknaden en längre tid har den totala elanvändningen sjunkit trots att antalet apparater ökat kraftigt. Den totala elanvändningen av apparater har dock inte minskat på grund av att ”nya” apparater kommit in på marknaden i allt större omfattning. Framförallt har antalet diskmaskiner och torktumlare ökat sedan 1960.

Driftel

I Perspektiv på energi ansågs belysning vara det område där det fanns störst möjligheter att minska elanvändningen. Genom att använda effektivare ljuskällor och att planera och reglera belysningen bättre bedömdes det vara tekniskt möjligt att minska åtgångstalen med mellan 10 och 50 %. Driftelsanvändningen år 1995

³⁰ DN 1999-04-22.

uppskattades i de olika prognoserna till 22,4–15,9 TWh. Den faktiska användningen visade sig bli 27,9 TWh.

Elanvändningsdelegationens expertgrupp för fastighetsförvaltning gjorde bedömningen att det fanns besparingsmöjligheter på 2 TWh rörande elanvändningen för drift i lokaler från 1985 års nivå. Men förutsåg samtidigt en ökning av driftelanvändningen på 5–8 TWh, till 1995. Med en fortsatt hög tillväxt av servicesektorn bedömdes användningen av driftel bli 20 TWh år 1995, dvs. en ökning med 8 TWh. Med en måttlig tillväxt skulle användningen bli 17 TWh och om tillväxtakten i ekonomin blev låg och kraftiga hushållningsåtgärder genomfördes kunde driftelanvändningen bli 15 TWh år 1995. Det var inom belysnings- och kyl/frysområdet som de stora besparingarna skulle uppkomma.

Användningen av driftel ökade kraftigt under 1980-talet, men har sedan början av 1990-talet varit ca 20 TWh. Mellan åren 1980 och 1995 ökade användningen av driftel med 9 TWh. I "Perspektiv på Energi" beräknades användningen av öka med 6 TWh om det inte infördes några styrmedel. Det har funnits ett program för energieffektivisering sedan slutet av 1980-talet, men trots detta har användningen ökat mer än vad den beräknades göra utan att satsningar genomfördes.

Enligt uppgifter i STIL-undersökningen från år 1991 utgjorde elanvändningen för belysning fortfarande ca 35 % av användningen av driftel i lokaler. Potentialen var beräknad för år 1995, men någon nedgång hade således inte skett under de första 10 åren efter bedömningen i "Perspektiv på Energi".

Expertgruppen för fastighetsförvaltning gjorde en mer träffsaker bedömning. Enligt statistikuppgifter från "El-, gas- och fjärrvärmeförsörjningen" ökade elanvändningen från 14 till 17 TWh mellan åren 1985–1995. Det ligger inom ramen för den bedömning som gjordes av gruppen.

Förklaringarna till att besparingspotentialerna överskattades i "Perspektiv på energi" kan vara flera. Tjänsteproduktionens tillväxt kan ha underskattats liksom tillväxtens effekt på energianvändningen. Likaså kan tillväxtakten i ytor ha underskattats. Dessutom genomfördes inte några lönsamhetsberäkningar. Det kan ha varit olönsamt att genomföra de åtgärder som ligger bakom potentialbedömningarna.

Uppvärmning och varmvatten

Expertgruppen som i 1987 års utredning behandlade hushåll och småhus ansåg det vara rimligt att uppnå en minskning av energianvändningen för varmvatten med 20 %. Den totala effekten på elanvändningen beräknades bli 0,5 TWh, då 500 000 småhus med elektrisk varmvattenberedare skulle kunna sänka sin elanvändning för varmvatten från i genomsnitt 5 till 4 MWh/år. Besparingen skulle uppnås genom beteendemässiga förändringar, men även med hjälp av vatten- och energibesparande teknik. Informationsinsatser skulle leda till att konsumenterna ändrade sitt beteende.

Det är inte möjligt att följa upp vad som har hänt med energianvändningen för varmvatten, då det inte går att dela upp hur mycket av energianvändningen i en fastighet som används för uppvärmning respektive för varmvatten utan att särskilda mätningar genomförs. I de eluppvärmda fastigheterna är det än mer otydligt, eftersom elanvändning utgörs av tre poster: hushållsel och el för uppvärmning och varmvatten.

I "Perspektiv på energi" genomförs inledningsvis beräkningar av lönsamheten för att genomföra olika åtgärder som syftar till att sänka användningen av energi för uppvärmning. Kalkylerna visar att det inte är lönsamt att isolera, byta fönster och installera frånluftsvärmepump m.m. förrän energipriserna är 55 öre/kWh förutom i befintliga flerbostadshus, där det kan vara lönsamt att genomföra åtgärder vid lägre prisnivåer.

I rapporten ges sedan en rad exempel på effekter av åtgärder som redan hade vidtagits i fastighetsbeståndet av några stora fastighetsbolag. Exempelen visade att det var möjligt att sänka energianvändningen med mellan 15 och 25 % till låga kostnader med relativt enkla åtgärder, såsom injustering av värmesystemet.

Bedömningarna av framtida behov av nettotillförsel redovisas i tabell 6.13. Författarna hävdade att de hade gjort relativt försiktiga antaganden om hushållningsåtgärder för de närmaste 30 åren, jämfört med den tekniska och ekonomiska potentialerna.

Tabell 6.13. Totalt behov av energitillförsel netto för rumsvärme och varmvatten, TWh/år.

	1981	2010	1998 (faktiskt utfall)
Småhus	37,2	25,0	44
Flerbostadshus	23,4	16,2	28
Lokaler	22,0	11,6	25
Totalt	82,6	52,8	97

Vilka slutsatser kan dras?

Det är svårt att uttala sig med säkerhet om förändringarna i fråga om energihushållning i bostads- och servicesektorn sedan början av 1980-talet. Det finns ingen statistik som beskriver beståndet, varken då eller nu, när det gäller vilka fönster som är installerade, tjockleken på isolering, förekomsten av reglersystem m.m. Detta behövs för att en korrekt utvärdering ska kunna genomföras.

I den historiska beskrivningen av energianvändningen i bostads- och servicesektorn visas hur den specifika energianvändningen brutto för uppvärmning och varmvatten har utvecklats i småhus, flerbostadshus och lokaler. Det framgår att den specifika användningen inte har minskat sedan början av 1980-talet. Detta är ett ganska grovt mått, men det ger en indikering på utvecklingen. Det har hittills inte skett någon effektivisering av den storleksordning som förutspåddes för 15 år sedan i "Perspektiv på energi".

I "Perspektiv på energi" hävdades, med tanke på problemen att förutsäga de framtida energipriserna, att det var bättre att anpassa bebyggelsen till ett för högt energipris än ett för lågt. De förluster som skulle uppkomma om fastighetsägaren vidtagit åtgärder och priset på energi förblev lågt eller sjönk, skulle vara mindre än om fastighetsägaren avstått från att vidta effektiviseringsåtgärder och priset steg. Detta är inte givet och dessutom finns alltid möjligheten kvar att vidta åtgärder senare, när priset stiger.

I beräkningarna av potentialer utgick man delvis i från hur mycket som hade effektiviserats i samband med att bostadsbolag hade vidtagit åtgärder. Det är troligt att åtgärder först genomfördes i de fastigheter där besparingspotentialerna ansågs vara störst och att effekterna av samma typ av åtgärder inte är lika stora i det resterande beståndet. Det framgår inte heller om, och i så fall hur, man har beaktat att det hade vidtagits åtgärder i många fastigheter under 1970-talet.

Nybyggnationen underskattades kraftigt för flerbostadshus och lokaler. Redan år 1998 hade den uppvärmda ytan ökat mer än dubbelt så mycket som förutsåddes i prognosen för år 2010. För småhusen däremot verkar bedömningen av yttillväxten mer rimlig.

Det finns stora problem med att försöka följa upp den faktiska utvecklingen av energieffektivisering över tiden. Konsumenters och företags krav och preferenser förändras och produkter utvecklas. Det är svårt att avgöra om det skett någon effektivisering om t.ex. hushållen förändrar sina preferenser så att de föredrar en högre inomhustemperatur samtidigt som de tilläggsisolerar fastigheten.

Fastigheter, anläggningar och apparater har lång livslängd. Vanligtvis ersätts de först när de är utslitna. Det leder till att det tar mycket lång tid innan åtgärder får full genomslagskraft. Det finns en tendens att överskatta utbytestakten för bl.a. vitvaror och uppvärmningssystem, liksom även den takt i vilken man kommer att byta fönster och tilläggsisolera tak och fasader. Detta bidrar till underskattning av den tid det tar för ny teknik att spridas.

En annan faktor som kan förklara varför det tar lång tid för ny teknik att öka sin marknadsandel är att konsumenterna inte väljer de mest effektiva produkterna. Det finns flera tänkbara förklaringar till detta beteende.

Det kan finnas en allmän skepsis mot nya produkter och tekniker och farhågor för att de kan vara behäftade med s.k. barnsjukdomar och buggar. Konsumenterna kan också sakna information om hur mycket energi produkterna använder. Detta kan bero på att energikostnaderna för merparten av de svenska hushållen utgör en relativt liten del av deras totala utgifter, vilket inte motiverar ett aktivt informationssökande. Dessutom kan informationen vara svår att finna eller svår att förstå. Det tar tid att söka information och konsumenten kan värdera andra aktiviteter högre.

I samband med beräkningar av potentialer brukar även lönsamhetsberäkningar för att genomföra olika åtgärder presenteras. Valet av kalkylränta kan vara avgörande för om en åtgärd är lönsam eller inte. Företag och privatpersoner kräver ofta en högre avkastning på investeringar än den ränta som används i samhällsekonomiska kalkyler.

Framför allt kan kostnaderna för ingrepp i fastigheter variera mycket beroende på fastighetens utformning och förutsättningar. Hur höga kostnaderna blir när fastighetsägaren utför arbetet beror på hur den egna arbetstiden värderas. I en samhällsekonomisk kalkyl ingår all tid som en kostnad, utom i den hypotetiska situationen där det inte finns något annat att använda tiden till.

Hur uppgifter om priser och kostnader som används i lönsamhetskalkyler har tagits fram framgår ofta inte. Det finns exempel på åtgärder där det i efterhand framkommit att kostnaderna underskattats. Ett exempel är underlaget för att ett stöd för konvertering av eluppvärmda fastigheter till fjärrvärme infördes år 1998. Ansökningarna om stöd visade att kostnaderna för att konvertera fastigheterna var högre än beräknat. Intresset blev därmed inte så stort som beräknat och pengarna räckte inte heller till det antal fastigheter som förutsattes i potentialberäkningarna.

Det finns flera faktorer än de faktiska investerings- och driftkostnaderna som bör vägas in i en kalkyl. Det kan dock vara svårt att sätta ett värde på ett flertal av dessa. Hur värderas t.ex. bekvämlighet och komfort? Detta faktum gör att potentialbedömningarna får ett normativt inslag.

6.8 Sammanfattning

Mest utmärkande för energianvändningens utveckling i Sverige under den senaste 30-årsperioden har varit övergången från olje- till elanvändning. 1998 hade exempelvis industrins oljeanvändning reducerats till mindre än en tredjedel av 1970 års nivå, medan elanvändningen ökat med ungefär 75 % under samma period. Liknande tendenser återfinns i bostads- och tjänstesektorerna. Undantaget är transportsektorn, där energitillförseln fortfarande domineras av petroleumprodukter. Oljeanvändningen har där utvecklats i takt med sektorns totala energiförbrukning, som i sin tur ökat betydligt mer än förbrukningen i andra delar av ekonomin.

Övergången från olja till el, i kombination med omfördelningen inom elproduktionen mot ökad andel kärnkraft, gör det svårt att mäta och beskriva utvecklingen av den totala energianvändningen på ett entydigt sätt. Båda förändringarna innebär att verkningsgraden i tillförselledet sänks (omvandlingsförlusterna ökar). Räknad exklusive kärnkraftens omvandlingsförluster har energiförbrukningen i Sverige varit i stort sett oförändrad mellan 1970 och 1998 – efter en viss nedgång under periodens första del har förbrukningen vänt uppåt under 1990-talet. Om energiförbrukningen i stället räknas inklusive kärnkraftens omvandlingsförluster, noteras en ökning med 35 % mellan 1970 och 1998.

Utredningens beräkningar av specifik energianvändning och energiproduktivitet i olika sektorer har gjorts utifrån konstant (50 %) verkningsgrad i elproduktionen. Den så beräknade energi-

användningen har ställts i relation till sektorns produktionsvolym (produktionsvärde i fasta priser).

Beräkningarna visar att industrins specifika energianvändning har minskat med en tredjedel under perioden. Det kan också uttryckas som att energiproduktiviteten i industrin har stigit med 50 % eller med ungefär 1,5 % per år. Det finns markanta skillnader mellan branscher. Så noteras exempelvis en betydligt snabbare produktivitetshöjning för järn- och stålindustrin, där förändringar i produktsammansättningen mot större andel specialstål bidragit till att höja såväl energi- som materialproduktiviteten. Också verkstadsindustrin uppvisar relativt snabbt stigande energiproduktivitet, medan ökningen i massa- och pappersindustrin är mer blygsam (knappt 1 % per år).

Den klart svagaste produktivitetens utvecklingen för energi under den aktuella perioden noteras i transportsektorn, inklusive hushållens egna produktion av transporter. Ingen nämnvärd sänkning av den specifika energiförbrukningen (räknad per person- eller gods-kilometer) har åstadkommit, vare sig för väg- eller järnvägstransporter. Lastbilstransporterna uppvisar en viss höjning av energiproduktiviteten under periodens senare del, men utvecklingen för personbilstransporter har gått i motsatt riktning. Utvecklingen under de senaste årtiondena har inneburit att transporternas andel av den totala energianvändningen i Sverige – och givetvis i än högre grad deras andel av oljeförbrukning och koldioxidutsläpp – har ökat i mycket snabb takt.

Undre de senaste 20 åren har flera bedömningar presenterats som visat på stora potentiella energibesparingar. En gemensam utgångspunkt har varit att undersöka möjligheter att effektivisera energianvändningen med hjälp av ny teknik. Dessa potentialbedömningar eller scenarier har utgjort underlag för utformning av energipolitiken, och det är därför av stort intresse att granska de metoder och statistikunderlag som använts. Några centrala slutsatser av genomgången i detta kapitel är följande:

- *Bristande statistikunderlag:* Såväl för att kunna beräkna potentialer som för att kunna följa upp och utvärdera dem behövs tillgång till detaljerade uppgifter. Inom bostads- och servicesektorn finns det ännu i dag inte statistik på en sådan detaljnivå. Underlaget för potentialberäkningarna har därför tydliga brister.
- *Avsaknad av kostnadsuppskattningar:* Framtida åtgärdskostnader är, inom exempelvis bostadssektorn, mycket beroende på

fastighetens utformning och förutsättningar. I samhällsekonomiska kalkyler bör kostnader för information, administration, uppföljning och kontroll ingå. Det kan vara svårt att sätta ett värde på denna typ av kostnader. Avstår man från att göra det, bör förekomsten av kostnaderna i alla fall omnämnas.

- *Avsaknad av känslighetsanalyser för centrala parametrar:* Potentialbedömningar, såväl som prognoser, är betingade av de antagna förutsättningarna. De bör därför åtföljas av en analys av vilka effekter som kan tänkas uppstå till följd av t.ex. förändrade energipriser.
- *Uppföljning och utvärdering:* Som tidigare nämnts finns det ofta inte tillgänglig statistik på den detaljnivå som krävs för att kunna följa upp och utvärdera bedömningarna. Ett krav på framtidsbedömningar som ska bilda underlag för politikens utformning, är att metoden skall vara transparent och att det skall vara möjligt att följa upp och utvärdera utfallet.

En utgångspunkt för de historiska bedömningarna har varit att användningen av energi alltid kan effektiviseras. Att detta inte sker spontant kan ha olika orsaker. Det kan vara privatekonomiskt olönsamt, aktörerna kan sakna information om vilka möjligheter som finns eller att de enskilda preferenserna inte sammanfaller med de samhälleliga.

Det är tydligt att det finns möjligheter att öka energins samhälleliga produktivitet. Miljöpåverkan och brist på konkurrens är två uppenbara motiv för åtgärder. Valet av åtgärder måste dock styras av en avvägning mellan kostnader och intäkter.

7 Miljöpåverkande emissioner

Den problemsyn som har lett fram till begrepp som faktor 4 och faktor 10 är att resurshushållnings- och miljöproblem med fördel kan analyseras ”från inputsidan”, dvs. utifrån den mängd naturresurser som förs in i det ekonomiska kretsloppet. Som framgått av den tidigare diskussionen, i del 1 av betänkandet, är emellertid många av de viktigaste miljöproblemen i hög grad bestämda av hur olika slags restprodukter från produktion och konsumtion återförs till och sprids i naturmiljön. Det är därför nödvändigt att också mer direkt studera omfattning och fördelning av olika slags ”läckage” eller utsläpp, liksom återanvändning och deposition av restprodukter.

Detta kapitel handlar om hur utsläppen i Sverige av olika slags miljöpåverkande ämnen har utvecklats i ett historiskt perspektiv. Den viktigaste källan till översiktlig information på detta område är SCB:s miljöräkenskaper. Sådana räkenskaper finns emellertid tillgängliga endast för perioden 1989–1997. För den perioden kan man belysa utsläppen av ett antal olika ämnen, i kvantitetstermer, och deras samband med skilda produktionsaktiviteter i ekonomin. En sådan redovisning skall ges i avsnitt 7.2. Dessförinnan skall emellertid utvecklingen av en kategori emissioner, nämligen koldioxid, beskrivas i ett betydligt längre historiskt perspektiv, perioden 1913–1995. Det görs, i det närmast följande avsnittet, med hjälp av historiska nationalräkenskaper och statistik över bränsleanvändningen i Sverige.

7.1 Bränsleanvändning och koldioxidutsläpp i ett långt historiskt perspektiv

När resurshushållnings- och miljöfrågorna betraktas i ett historiskt perspektiv, framstår bränsleförsörjningen – vid sidan av försörjningen med vatten och livsmedel – som central. Avskogning har

mycket länge varit ett allvarligt miljöproblem, och är det fortfarande i många länder. Under det senaste århundradet har problemet med bränsleförsörjning emellertid i huvudsak "lösts" genom utnyttjande av fossila bränslen – först stenkol och senare framförallt olja. Användningen av petroleumprodukter har också möjliggjort transportsektorns utomordentligt snabba tillväxt.

Användningen av fossila bränslen har aktualiserat nya hushållningsproblem. Det handlar då bara i ganska begränsad utsträckning om uttömningsproblem, trots att det här är lagerresurser som utnyttjas. Huvudproblemen gäller i stället inverkan på miljö och klimat av de utsläpp som uppkommer vid förbränning av kol och petroleumprodukter. En av de i dag mest omdebatterade miljöfrågorna rör utsläppen av växthusgaser, främst koldioxid. Många forskare, och bl.a. FN:s klimatkommitté, menar att dessa utsläpp medverkar till att höja atmosfärens medeltemperatur och därigenom ökar riskerna för ekologiska katastrofer. Då möjligheter saknas att genom reningsåtgärder begränsa utsläppen av koldioxid, framstår minskad användning av fossila bränslen som den enda lösningen på detta globala miljöproblem. Det finns visserligen i dag möjlighet att avskilja koldioxidutsläpp från fasta anläggningar för att därefter pumpa ner det i berggrunden, t.ex. i gamla oljefyndigheter. Då vi här talar om möjligheter är det således delvis en kostnadsfråga.

En undersökning av hur användningen av fossila bränslen och utsläppen av koldioxid i Sverige utvecklats sedan 1913 har genomförts för utredningens räkning vid Ekonomisk-historiska institutionen, Umeå Universitet. Undersökningen baseras till stor del på s.k. historiska nationalräkenskaper. En kort sammanfattning av resultaten skall ges i detta avsnitt.¹

7.1.1 Metod

Undersökningsmetoden består huvudsakligen i att kombinera input-outputdata från historiska nationalräkenskaper med data beträffande bränsleförbrukning och därpå baserade skattningar av koldioxidutsläpp. Den ursprungliga undersökningen omfattar åren 1913, 1931 och 1955. Den har kompletterats med data för ett antal år mellan 1955 och 1995, hämtade från SCB:s input-output och energistatistik.

¹ För en vidare analys, se Lindmark, (2000).

Nationalräkenskaper för Sverige har beräknats fr.o.m. 1950, och de första input-outputberäkningarna avser 1957. Tidigare organiserades den makroekonomiska statistiken på ett mindre systematiskt sätt. I efterhand har emellertid historiska nationalräkenskaper (HNR), baserade på olika typer av statistiska källor, konstruerats för en betydligt längre period, fr.o.m. 1860-talet. Det material som utnyttjas här är Johanssons (1967) beräkningar för perioden 1861–1955, men med deflaterer för fastprisberäkningarna hämtade från andra källor. Uppgifterna om bränsleförbrukning baseras bl.a. på 1931 års företagsräkning.

En huvuduppgift har varit att dekomponera förändringarna i bränsleförbrukning och koldioxidutsläpp, dvs. särskilja de faktorer som förklarar den totala förändringen. HNR-materialet ger möjlighet att:

1. Dela upp utsläppen i Sverige på sådana utsläpp som orsakas av svensk slutlig användning och export.
2. Skatta inverkan av svensk import på koldioxidutsläpp utomlands.
3. Fördela de observerade förändringarna mellan:
 - effekter av allmän ekonomisk tillväxt,
 - effekter av förändringar i produktionens branschfördelning,
 - teknik- och strukturförändringar inom enskilda branscher.

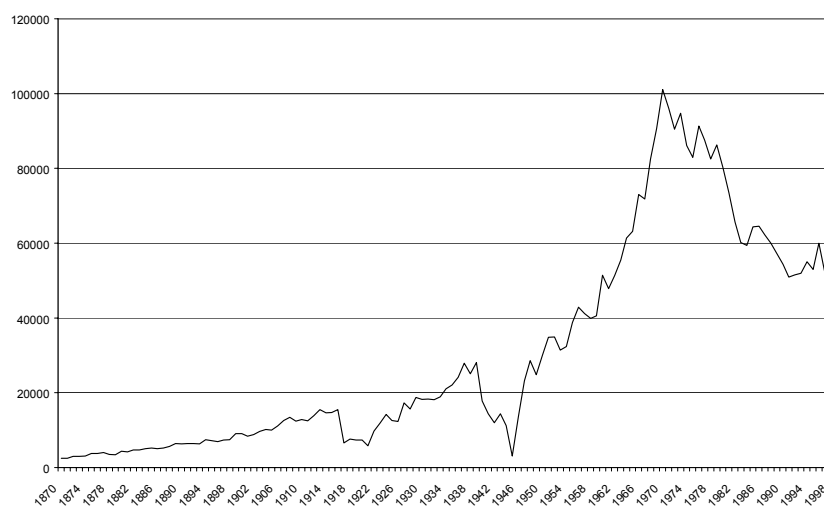
Denna dekomponering har genomförts inom Miljöräkenskaperna på SCB på utredningens uppdrag. Också beräkningarna för senare år, baserade på moderna nationalräkenskaper, bränsle- och miljöstatistik, har gjorts inom SCB.

7.1.2 Koldioxidutsläpp i hela ekonomin

Utsläppen av koldioxid från fossilbränsleanvändning i Sverige är nu ungefär sju gånger så stora som år 1900. Det motsvarar en genomsnittlig ökningstakt om 2 % per år, vilket är ungefär samma ökningstakt som för den samlade produktionen av varor och tjänster (BNP). Men som framgår av diagram 7.1 nedan rör det sig långt ifrån om någon jämn ökningstakt för koldioxidutsläppen. Med undantag för den markanta nedgången under världskrigen var ökningstakten tämligen jämn under perioden 1900–1960 – totalt en fyrdubbling eller en ökning med 2,3 % per år i genomsnitt.

Från 1960 inträffade emellertid en dramatisk ökning av tillväxttakten för oljeförbrukning och koldioxidutsläpp. På tio år ökade utsläppen med 150 %, vilket motsvarar en ökningstakt på nära 10 % per år. Huvudorsaken torde ha varit privatbilismens snabba expansion. Därefter, under 1980-talet följde en snabb nedgång i samband med oljeersättning i industri- bostads- och tjänstesektorerna (jämför redovisningen i de föregående avsnitten). Från slutet av 1980-talet synes koldioxidutsläppen ha stabiliserats på en nivå ca 40 % under toppläget 1970 men fortfarande ca 40 % över 1960 års nivå.

Figur 7.1. Koldioxidutsläpp från fossilbränsleanvändning i Sverige 1870–1998, tusen ton.



Den följande redovisningen inriktas till största delen på jämförelser mellan fyra olika år med ungefär tjugoföråriga intervall. Nämligen startåret 1913, 1931, 1955, 1975 samt 1995, som är det sista år för vilket data av det här aktuella slaget nu finns tillgängliga. I tabell 7.1 redovisas uppskattningar av dels utsläppen i Sverige respektive år, dels hur stor del av dessa utsläpp som "orsakats av" inhemsk slutlig efterfrågan. Dessutom redovisas utsläpp hänförliga till export från och import till Sverige av varor vilkas produktion medför utsläpp av koldioxid.

I brist på annat underlag har svenska utsläppskoefficienter (koldioxidutsläpp per enhet produktion) använts för att skatta utsläppen i utlandet. Detta medför en underskattning, då "koldioxid effektiviteten" i produktionen är lägre än den svenska i de flesta andra länder; se vidare diskussionen i nästa avsnitt.

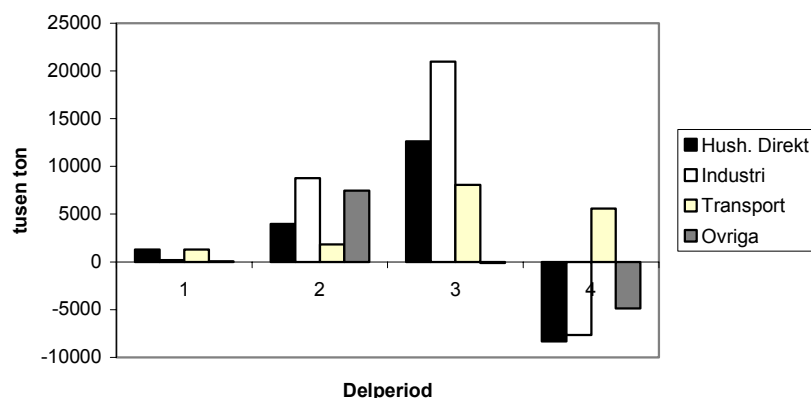
Tabell 7.1. Koldioxidutsläpp fördelade på inhemsk slutanvändning och utrikeshandel, milj. ton.

	1913	1931	1955	1975	1995
Utsläpp i Sverige	14,7	18,1	40,1	81,6	66,3
I utlandet, hänförligt till svensk import	2,7	2,6	6,9	23,9	26,8
Hänförligt till export	4,9	3,7	7,6	25,5	30,1
Netto, utrikeshandel	-2,2	-1,1	-0,7	-1,6	-3,4
Hänförligt till svensk slutlig efterfrågan	12,5	16,9	39,3	80,0	62,9

Som framgår av tabellen har utrikeshandelns andel ökat mycket kraftigt under efterkrigstiden. Varuproduktion för export svarar nu för ca 40 % av utsläppen att jämföras med 15–20 % under åren fram till 1950-talet. Samtidigt har utsläppen utomlands orsakade av svensk import ökat i nästan samma utsträckning. Genomgående har dock utländsk efterfrågan enligt dessa beräkningar orsakat större utsläpp i Sverige än vad svensk efterfrågan har orsakat utomlands. De utsläpp som förorsakas av svensk konsumtion och annan inhemsk efterfrågan är m.a.o. något mindre än de totala utsläpp som sker i Sverige. Utvecklingen av utrikeshandeln de senaste årtiondena har inte heller inneburit att utsläpp av koldioxid flyttat från Sverige till andra länder (jämför emigrationshypotesen) – snarare är tendensen den motsatta.

Förändringarna av utsläppen i Sverige under olika delperioder (delperiod 1 = 1913–1931, delperiod 2 = 1931–1955, delperiod 3 = 1955–1975 och delperiod 4 = 1975–1995), dels direkt från hushållens konsumtion och dels från olika slags produktion, beskrivs översiktligt i diagram 7.2. Under perioden med starkt stigande utsläpp var det främst industrin och hushållen som svarade för ökningen. Efter 1975 har utsläppen från dessa sektorer minskat. Där emot har transportsektorns koldioxidutsläpp fortsatt att öka.

Figur 7.2. Förändring av koldioxidutsläpp från olika sektorer, tusen ton.



”Koldioxidproduktiviteten” i den svenska ekonomin – eller omvänt den specifika fossilbränsleanvändningen – kan belysas genom att ställa utsläppen i relation till den totala slutliga användningen av varor och tjänster. Beräkningar av det slaget redovisas i tabell 7.2, där de specifika åtgångstalen (utsläpp per enhet slutefterfrågan i fasta priser) anges som indextal med 1913=100.

Tabell 7.2. Utsläpp per enhet slutlig efterfrågan. Index, 1913=100.

	Utsläpp från produktion	Direkt från hushållen	Totalt i Sverige
1913	100,0	100,0	100,0
1931	80,5	262,5	86,4
1955	80,9	405,6	91,4
1975	81,1	704,8	101,2
1980	72,9	637,6	91,1
1985	59,9	413,7	71,4
1990	55,2	320,7	63,8
1995	54,4	290,2	62,1

Man kan här konstatera, att i förhållande till den slutliga efterfrågan sjönk fossilbränsleanvändning och koldioxidutsläpp från produktionen med ungefär 20 % mellan 1913 och 1931, och att relations-talet (eller koldioxidproduktiviteten) därefter hölls i stort sett oförändrad ända fram till 1970-talet. Samtidigt ökade emellertid hushållens direkta bränsleanvändning – för personbilar och bo-

stadsuppvärmning – mycket snabbt sin andel av konsumtionen. Det medförde att hela ekonomins specifika bränsleanvändning och koldioxidutsläpp 1975 t.o.m. var något högre än 1913 och närmare 20 % högre än 1931.

Efter 1975 har emellertid trenden vänt för ”koldioxidproduktiviteten”, och åtgångstalen har fallit markant för såväl hushållen som produktionssystemet. Räknat i procent per år kan produktivitetsökningen i denna mening mellan 1975 och 1995 uppskattas till 2 % per år för enbart produktionssystemet och till 2,5 % per år för hela ekonomin.

7.1.3 Utsläpp från produktionen av varor och tjänster

I det följande skall utvecklingen under olika delperioder för koldioxidutsläpp från produktionen studeras mer i detalj. Det gäller då främst att ”dekomponera” de observerade förändringarna i bränsleanvändning/utsläpp utifrån om de berott på:

- Volymtillväxt i den samlade produktionen.
- Sammansättningsförändringar på relativt aggregerad nivå, dels i efterfrågan (inom och mellan konsumtion, investeringar och export), dels mellan areella näringar, industri- och tjänsteproduktion.
- Strukturförändringar på mer detaljerad nivå, t.ex. i industriproduktionens sammansättning och förändrad produktionsteknik.

Som framhölls inledningsvis baseras undersökningen här på data från (de historiska och moderna) nationalräkenskaperna. Den bygger vidare på en indelning av produktionssystemet i sju sektorer, nämligen:

- Jordbruk
- Skogsbruk
- Industri
- Byggnadsverksamhet
- Transporter
- Bostad
- Övriga privata tjänster
- Offentliga tjänster

I tabell nedan har förändringarna i koldioxidutsläpp från produktionen (räknade i miljoner ton) delats upp mellan de ovan nämnda, förklarande faktorerna.

Tabell 7.3. Koldioxidutsläpp från produktion. Dekomponering av förändringar, milj. ton.

	1913– 1931	1931– 1955	1955– 1975	1975– 1995
Volymeffekt av tillväxt totalt	6,0	22,2	33,3	25,3
Strukturförändring, slutlig efterfrågan	0,6	0,5	2,8	2,7
Ändrad sektorfördelning av produktion	1,5	0,9	12,6	0,6
Teknik- och strukturföränd- ring inom sektorer	-6,1	-5,5	-19,8	-35,6
<i>Totalt</i>	<i>2,1</i>	<i>18,0</i>	<i>28,9</i>	<i>-7,0</i>

Huvuddragen i utvecklingen kan sammanfattas på följande sätt:

1. Räknat över hela perioden 1913–1995 ökade utsläppen av koldioxid från produktion av varor och tjänster i Sverige med 42 miljoner ton.
2. Volymeffekten – dvs. den ökning av utsläppen som skulle ha uppkommit om struktur och produktionsteknik varit oförändrade – är under varje delperiod betydligt större än den faktiska förändringen. Skillnaden kan ses som uttryck för ”höjd koldioxidproduktivitet” på nationell nivå.
3. Bränsleanvändning och koldioxidutsläpp har påverkats relativt litet av förändringar i den slutliga efterfrågans sammansättning (dvs. av fördelningen inom och mellan privat och offentlig konsumtion, investeringar och export). Dock har exportens starkt ökande andel de senaste 40 åren givit en inte helt obetydlig, uppåtriktad effekt på utsläppen i Sverige.
4. Förskjutningarna i produktionens sektorsvisa fördelning har i allmänhet bidragit till att öka bränsleanvändningen och utsläppen av koldioxid. Under de två första delperioderna handlade det främst om omfördelning av produktion från jordbruket till industrin. Efter 1955 – och särskilt under delperioden 1955–1975 – är det i stället transportsektorns starka tillväxt som dominerar bilden. Dess inverkan på utsläppen av koldioxid har

mer än väl motvägt den nedåtriktade effekten av omfördelning från varu- till tjänsteproduktion.

5. Utsläppen av koldioxid har således ändå ökat betydligt långsammare än den totala användningen av varor och tjänster (och t.o.m. minskat under den sista delperioden). Förklaringen till det är att den specifika bränsleanvändningen inom de olika produktionssektorerna har sänkts kraftigt. Troligen rör det sig här till stor del om sammansättningsförändringar, där varor som kräver stor bränsleinsats minskat sin andel av produktionen. Omfördelning från basindustrierna till (framförallt) verkstadsindustrin är ett exempel, ändrad produktsammansättning i stålindustrin är ett annat. Men också ändringar av produktionstekniken har haft stor betydelse; på senare tid inte minst övergången från olje- till elbaserade produktionsprocesser. Tyvärr ger det tillgängliga datamaterialet inte underlag för att särskilja teknikeffekten från effekter av ändrad produktsammansättning inom sektorerna.

7.2 Utsläpp i Sverige enligt miljöräkenskaperna

I SCB:s miljöräkenskaper beskrivs konsumtionens och produktionens miljöeffekter i fysiska termer som kilo utsläpp eller avfall, kvadratkilometer försurad mark eller kubikmeter oljeförbrukning. Någon värdering av miljöeffekterna i monetära termer görs ej. Statistiken beskriver användningen av, inverkan på och delvis tillståndet i naturen. Den innefattar t.ex. naturresurs- och kemikalieanvändning samt utsläpp till luft, vatten och därutöver avfall. I andra delar av den svenska miljöstatistiken används ofta en annan indelning än i den ekonomiska statistiken. Indelningen kan i stället ske efter typ av utsläppskällor eller recipienter (dvs. luft, mark eller vatten).

Utsläpp till luft av koldioxid, svaveldioxid, kväveoxider, flyktiga organiska ämnen och ammoniak redovisas i miljöräkenskaperna för 16 näringslivsgrupper samt för offentliga myndigheter och privat konsumtion. Dessutom redovisas användningen av energivaror i monetära och fysiska termer för samma grupper.

Enligt miljöräkenskaperna har det från 1989 till 1996 skett en 20-procentig ökning av *koldioxidutsläppen* inom näringslivet. Uppgifterna avser här sådana utsläpp som anses ge ett nettotillskott till atmosfären, dvs. utsläpp från biobränslen är exkluderade. Det har inte skett någon större förändring av de olika industrigrenarnas

andelar, med ett undantag, el- gas och värmeverk. Dessa har ökat sina utsläpp med ca 60 % till 12 miljoner ton och därmed ökat andelen av de totala utsläppen med ett par procentenheter. 1996 var dock ett kallt och nederbördsfattigt år vilket ledde till låg elproduktion från vattenkraft och användning av mer fossilbränsle än normalt. I stort sett *hela* sektorns ökning sker mellan åren 1995 och 1996. Den största enskilda utsläppskällan 1996 var tillverkningsindustri med totalt ca 35 % av utsläppen.

Utsläppen av *svaveldioxid* har minskat med 40 % under tidsperioden. Inte heller här utmärker sig någon speciell näringsgren som särskilt framstående vad gäller minskning av utsläppen. Värt att notera är dock att rederier står för nästan samtliga svaveloxidutsläpp inom transportsektorn och närmare 20 % av det totala utsläppen från näringslivet 1996. Tillverkningsindustrin står för ca 45 % av de totala utsläppen. Rederinäringens produktionsvärde såväl som förädlingsvärde är mindre än 3 % av tillverkningsindustrins.

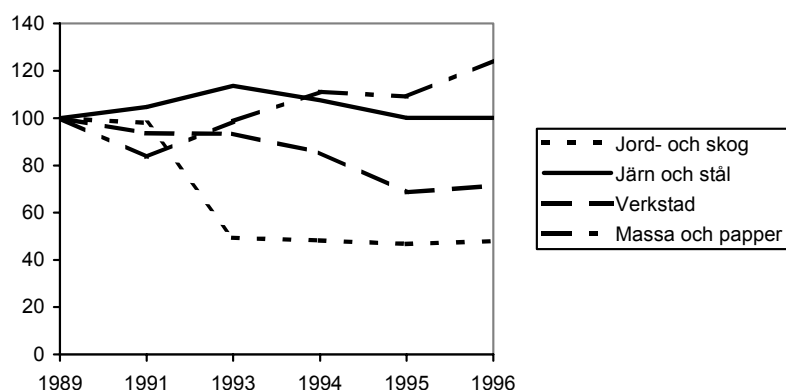
Utsläppen av *kväveoxider* var i stort sett lika stora 1989 som 1996. Sjöfarten svarar för ungefär 20 % av utsläppen från näringslivet. De kväveoxidutsläpp som härrör från den privata konsumtionen har minskat med ca 25 % (ca 20 000 ton) från 1994 till 1996. Mobila källor, dvs. i huvudsak personbilstrafik, svarade för närmare 80 % av dessa utsläpp.

Ammoniakutsläppen, som nästan uteslutande härrör från jordbrukssektorn, har ökat med ca 10 % från 1990 till 1996. Nästan allt utsläpp sker vid hantering och användning av handels- och stallgödsel.

Olika mått på utsläppsintensitet – eller omvänt på produktivitet/resurseffektivitet – kan beräknas med miljöräkenskaperna som datakälla. I diagram 7.3 åskådliggörs utsläppsintensiteten i fråga om koldioxid i fyra branscher/näringsgrenar under tidsperioden 1989 – 1996. Utsläppsintensiteten mäts som mängden koldioxid dividerad med förädlingsvärdet i fasta priser.

Det kan konstateras att ”koldioxidproduktiviteten” har höjts under perioden inom de areella näringarna och i verkstadsindustrin, medan tendensen är den motsatta i massa- och pappersindustrin.

Figur 7.3. Utsläpp av koldioxid per enhet förädlingsvärde (index 1989=100).



Motsvarande samband kan åskådliggöras för andra kategorier av utsläpp. Om kunskap och information fanns att tillgå beträffande:

- dels sambanden mellan utsläppta mängder av olika ämnen och skador på miljön,
- dels värderingen av dessa skador,

skulle mått på total resursproduktivitet i olika branscher kunna beräknas, så som diskuteras i kapitel 3.

Miljöräkenskaperna kan användas för att skapa indikatorer för hållbar utveckling, SCB har gjort en pilotstudie inom området.² Övriga användningsområden är t.ex. sådana analyser av samband mellan handelsflöden och miljöpåverkande emissioner som behandlas i kommande avsnitt.

7.2.1 Utrikeshandelns inverkan³

De beräkningar som redovisas i det historiska avsnittet tyder på att Sverige under lång tid har "tagit på sig" utsläpp åt andra länder genom sin stora andel tung industri. I detta avsnitt kommer till skillnad från den historiska exposén att ges en ögonblicksbild av handelns miljöpåverkan men i gengäld med en bättre upplösning.

För att kunna beräkna hur stora utsläpp svensk efterfrågan orsakar i utlandet och vice versa krävs en stor mängd information. För-

² SCB, (1998).

³ Detta avsnitt bygger på "Miljöpåverkan av svensk handel", SCB, (2000).

utom handelsvolymen krävs också data beträffande utsläppsintensiteter på branschnivå för Sverige och våra handelspartners. Via arbetet inom Eurostat har en hel del information av den typen gjorts tillgänglig, även om den givetvis har vissa brister.

I SCB-studien "Miljöpåverkan av svensk handel" har olika metoder använts för att uppskatta miljöpåverkan. Den metod som refereras här bygger på branschvis data för produktionsvärden och utsläppsnivå. För vissa länder finns inte sådana data tillgängliga och för dessa används nationella genomsnitt.

Skillnaden mellan de utsläpp som exporten förorsakar i Sverige och de utsläpp som importen förorsakar utomlands är lika med utsläppsnettot. Nettot var år 1993 negativt för koldioxid med 14 800 kiloton och för svaveldioxid med 71 kiloton, medan det var positivt för kväveoxider med 26 kiloton. Vid en jämförelse mellan utsläppsintensiteter visar det sig att exporten är klart mindre utsläppsintensiv med avseende på koldioxid och svavel men något mer utsläppsintensiv med avseende på kväveoxider. Detta är anmärkningsvärt med tanke på Sveriges relativt stora export av energiintensiv produktion. För att belysa situationen mera noggrant kommer några enskilda branscher att studeras mera ingående.

Om utrikeshandelns utsläppsnetto i stället beräknas med antagandet att alla länder producerar med svensk teknik och struktur blir resultatet ett positivt utsläppsnetto för exempelvis svavel (jämför resultaten i förra avsnittet, t.ex. tabell 7.1). Skillnaden i resultat mellan de två räknesätten understryker vikten av att använda relevanta data. Sverige har, delvis tack vare ett ambitiöst miljöarbete, skaffat sig en industrisektor med högre utsläppsproduktivitet än omvärlden.

Inom massa- och pappersindustri samt grafisk industri (SNI 21–22) är detta extra tydligt. Om importen volymjusteras dvs. görs lika stor som exporten inom branschen, kan skillnader i sammansättning och produktionsmetoder studeras bättre. Trots att Sverige exporterar så stor andel som 85 % basvaror, medan importen endast består till 40 % av sådana varor, är importutsläppen mer än tre gånger så höga som exportutsläppen. Den stora biobränsleanvändningen inom sektorn är betydelsefull för resultatet. För järn och stål (SNI 27) är resultatet liknande. Det tyder på att även den svenska produktionen av järn och stål är betydligt "renare", framförallt med avseende på svaveldioxid, än produktionen i utlandet.

Tabell 7.4. Förändring av utsläppen av koldioxid, svaveldioxid och kväveoxider om de varor och tjänster som Sverige exporterar skulle ha tillverkats i respektive mottagarland, 1993, kton.

	<i>Koldioxid</i>	<i>Svaveldioxid</i>	<i>Kvävedioxid</i>
Danmark	-206	2,2	-3,2
Finland	204	1,4	0,0
Frankrike	-118	1,0	-3,7
Nederländerna	4647	7,6	3,2
Storbritanien	831	12,8	4,7
Tyskland	1555	12,0	-5,4
Resten av världen	13714	49,3	-5,4
<i>Totalt</i>	<i>20723</i>	<i>85,9</i>	<i>-10,1</i>

För att kunna göra mer noggranna analyser i framtiden krävs att fler typer av utsläpp kan integreras med ekonomisk statistik och att branschuppdeleningen görs mer detaljerad. Denna typ av beräkningar är viktiga för att visa på fakta i debatten om nationers miljöpåverkan och ge debatten på miljöområdet en bättre grund att stå på. Sveriges utrikeshandel bidrar också till att våra handelspartners miljöpåverkan blir lägre än vad som annars vore fallet vad gäller svaveldioxid och koldioxid.

7.2.2 Hushållen och miljön

Detta avsnitt bygger på en rapport från Miljöräkenskaperna på SCB "Hushållen och miljön." Arbetsmetoden har varit att länka de fysiska miljöräkenskaperna till SCB:s utgiftsundersökningar 1992 och 1995 samt tidsanvändningsundersökningen 1990/91.

Hushållens agerande har stor inverkan på miljön. Denna inverkan uppkommer dels direkt, exempelvis via användning av fossil energi för uppvärmning och transporter, dels indirekt via den produktion som krävs för att tillgodose hushållens efterfrågan på olika varor och tjänster.

Hushållens miljöpåverkan, mätt som utsläpp till luft, minskade mellan 1991 och 1995. Utsläppen direkt från hushåll har dock ökat i förhållande till konsumtionen, vilket speglar att den privata konsumtionens sammansättning har förändrats. Som helhet, dvs. inklusive indirekta effekter, har dock hushållens konsumtion blivit mindre miljöintensiv under den studerade perioden.

Energi för bostadsändamål och bensin står för de största andelarna av den privata konsumtionens miljöpåverkan, medan deras andelar av utgifterna är betydligt lägre. Detta pekar på att sammansättningen av konsumtionen är bestämmande för miljöpåverkan i minst lika hög grad som nivån. Beroende på hur ökningen i konsumtion fördelas leder tillväxten till helt olika utfall med avseende på miljöpåverkan.

Ovanstående diskussion berör endast utsläpp inom landet, men svensk efterfrågan förorsakar även utsläpp utanför landets gränser. Här antas att utländsk produktion orsakar lika stora utsläpp som den svenska, vilket är ett försiktigt antagande (som framgått av förra avsnittet är den svenska ofta betydligt mindre miljöintensiv). De utsläpp konsumtionen ger upphov till skulle då med hänsyn till importen behöva justeras upp med 20 % för koldioxid, 43 % för svaveldioxid och 26 % för kväveoxider. Resultaten för år 1995, när det gäller den privata konsumtionens miljöpåverkan, sammanfattas i nedanstående tabell.

Tabell 7.5. Emissioner som följd av svenska hushålls konsumtion år 1995.

	CO ₂ Mton	SO ₂ kton	NO _x kton
Utsläpp i Sverige	31,3	28,6	173,2
Därav: direkt från hushåll	16,3	6,5	76,6
från produktion	14,8	22,2	97,4
Utsläpp utomlands	6,3	12,3	45,0

Det finns olika uppfattningar i frågan om det är bättre eller sämre för miljön om hushållen producerar sina tjänster själva (såsom matlagning eller transporter till och från arbetet) än om dessa tjänster köps in från marknaden. I SCB:s studie har ingen avgörande skillnad i miljöintensitet kunnat spåras.

Genom att dela in hushållen i olika hushållstyper och inkomstklasser och sedan beräkna utsläpp per vuxenkvivalent/konsumtionsenhet är det möjligt att studera skillnader i konsumtionens miljöpåverkan mellan olika grupper eller kategorier av hushåll. SCB:s beräkningar visar att ensamstående med barn har lägst utsläpp per konsumtionsenhet och per utgiftskrona. Sammanboende utan barn har högst utsläpp per konsumtionsenhet,

medan sammanboende med barn har högst utsläpp per utgiftskrona.

En konsekvens av sådana skillnader är att olika kategorier hushåll drabbas olika hårt vid skärpning av beskattningen för exempelvis el och drivmedel. Kunskap om fördelningseffekter av en ökad miljörelatering av skattesystemet är viktig för att genom kompenserande åtgärder kunna undvika alltför hög skattebelastning på svaga grupper.

7.3 Sammanfattning

I kapitlet beskrivs utvecklingen av utsläppen av koldioxid från fossilbränsleanvändning i ett historiskt perspektiv, perioden 1913–1995. Detta görs med hjälp av historiska nationalräkenskaper och statistik över bränsleanvändningen i Sverige.

Den historiska studien visar att utsläppen av koldioxid i Sverige nu är ungefär sju gånger så stora som år 1900. Det motsvarar en genomsnittlig ökningstakt om 2 % per år, vilket är ungefär samma ökningstakt som för den samlade produktionen av varor och tjänster (BNP).

I förhållande till den slutliga efterfrågan sjönk fossilbränsleanvändning och koldioxidutsläpp från produktionen med ungefär 20 % mellan 1913 och 1931. Därefter hölls relationstalet (eller koldioxidproduktiviteten) i stort sett oförändrat ända fram till 1970-talet. Under 1970- och 80-talet skedde en minskning med ca 30 %, och därefter har relationstalet åter stabiliserats.

Hushållens direkta bränsleanvändning för personbilar och bostadsuppvärmning ökade mycket snabbt sin andel av konsumtionen under perioden fram till mitten av 1970-talet. Det medförde att hela ekonomins specifika bränsleanvändning och koldioxidutsläpp 1975 t.o.m. var något högre än 1913 och närmare 20 % högre än 1931. Efter 1975 har emellertid trenden vänt för "koldioxidproduktiviteten", och åtgångstalen har fallit markant för såväl hushållen som produktionssystemet som helhet.

För såväl koldioxid som svaveldioxid är de utsläpp som uppkommer utomlands som följd av svensk import betydligt större än utsläppen i Sverige som kan hänföras till svensk export. Detta brukar uttryckas som att utrikeshandelns utsläppsnetto är negativt. Trots en relativt stor andel basindustri har Sverige, delvis tack vare ett ambitiöst miljöarbete, skaffat sig en industrisektor med högre utsläppsproduktivitet än omvärlden.

8 Resursanvändning år 2015 och 2030

För att belysa tendenserna beträffande råvaruanvändning och emissioner redovisas i detta kapitel några framåtriktade kalkyler, som gjorts av Konjunkturinstitutet för utredningens räkning. Kalkylerna har genomförts med hjälp av institutets jämviktsmodell EMEC, och de anknyter till beräkningar avseende utvecklingen fram till 2015, som tidigare redovisats av Långtidsutredningen. Här har beräkningarna förts fram till år 2030. Då det gäller utvecklingen av specifik materialanvändning i olika branscher har underlaget dessutom kompletteras på grundval av de trender för perioden 1957–1996, som förut beskrivits i kapitel 5.

Det är naturligtvis omöjligt att göra egentliga prognoser för utvecklingen över så lång tid som 30 år. De scenarier, som beskrivs i det följande, får därför betraktas som räkneexempel, avsedda att illustrera hur olika anpassningsmekanismer kan påverka den ekonomiska utvecklingen. Ett huvudproblem med kalkylerna är att de med nödvändighet är ”konservativa” i den meningen att de i viktiga avseenden måste baseras på de tendenser och anpassningar i ekonomin, som kunnat observeras under en historisk period (i det här fallet de senaste 30–40 åren). Om ”tekniska genombrott” inträffar då det gäller t.ex. fordon och drivmedel – antingen spontant, vid oförändrad politik, eller som följd av skärpt miljöbeskattning – ger räkneexemplen ofrånkomligen en alltför mörk bild av utsikterna för naturresurshushållning.

I avsnitt 8.1 beskrivs en tänkbar utveckling av råvaru- och energianvändning i Sverige under den kommande 30-årsperioden utifrån ett antagande om oförändrad miljö- och naturresurspolitik. Syftet är att belysa hur marknadsbestämda anpassningar i relativpriser, efterfråge- och produktionsstruktur kan komma att förändra användningen av olika resurser. Detta dels i absoluta tal och dels i förhållande till den totala produktionens och efterfrågans tillväxt.

Avsnitt 8.2 är avsett att belysa hur denna ”spontana” utveckling kan påverkas genom en skärpning av miljöpolitiken på ett område, nämligen genom prispåverkande åtgärder – avgifter eller överlåtbara utsläppsrätter – för att begränsa koldioxidutsläpp. Också här anknyter framställningen till Långtidsutredningens material, men en ytterligare skärpning av politiken (jämfört med Kyoto-protokollets) har antagits komma till stånd efter år 2015.

8.1 Utvecklingen vid oförändrad miljöpolitik

Tonvikten ligger i dessa kalkyler på att belysa råvaru- och energi-användning samt vissa typer av emissioner. Först presenteras dock några grundläggande antaganden och några huvuddrag i den bild av svensk ekonomi 2030 som förmedlas av kalkylresultaten.

Kalkylerna/räkneexemplen baseras på följande förutsättningar:

- Den förutsedda befolknings- och efterfrågeutvecklingen kommer i Sverige, liksom i de flesta andra industriländer, att medföra en ökande knapphet på (främst välutbildad) arbetskraft.
- Till en del förutsätts det utrymme för höjd levnadsstandard, som tillväxten skapar, tas ut i form av kortare arbetstid – genom lagstiftning eller avtal. Också förkortning av medelarbetstiden antas således bidra till en svag utveckling av arbetsutbudet, som i timmar räknat t.o.m. beräknas bli något lägre år 2030 än i dag.
- Arbetsproduktiviteten antas stiga något snabbare än genomsnittet för de senaste 20 åren, delvis som följd av ökade satsningar på utbildning och kompetensutveckling.
- Den internationella prisbildningen för råvaror förutsätts inte komma att ge uttryck för påtagliga bristsituationer (resursuttömning) under den aktuella perioden. Relativprisutvecklingen för metaller och andra råvaror antas i stort visa samma tendenser som under den senaste 30-årsperioden.
- För den offentliga sektorn har antagits en relativ låg tillväxttakt i fasta priser räknat men en stigande andel av BNP i löpande priser. Utvecklingen under de närmaste årtiondena kan väntas innebära snabbt ökande efterfrågan på utbildnings-, vård- och omsorgstjänster. ”Arbetsfördelningen” mellan privat och offentlig tjänsteproduktion om 30 år är dock svår att förutse.

Mot bakgrund av dessa antaganden framkommer följande huvudresultat i kalkylerna då det gäller den svenska ekonomins utveckling de närmaste 30 åren:

- Knapphet på (främst välutbildad) arbetskraft är den mest betydelsefulla tillväxtbegränsande faktorn. Som en följd av antagandet om en relativt stark produktivitetstillväxt beräknas den totala produktionen (BNP) i Sverige ändå kunna öka med ca 75 % mellan åren 2000 och 2030. Det motsvarar en genomsnittlig tillväxttakt något under 2 % per år.
- Denna produktionsstillväxt ger utrymme för en (i jämförelse med de senaste årtiondena) hög tillväxt för den privata konsumtionen. Den beräknade konsumtionsstillväxten, 2,4 % per år i genomsnitt, motsvarar mer än en fördubbling fram till år 2030.
- Investeringarnas andel av BNP minskar något mellan 1998 och 2030. Det förklaras av att sektorer/branscher med relativt låg kapitalintensitet (kapitalanvändning i förhållande till produktions- eller förädlingsvärdet) ökar sin andel av produktionen. I de flesta enskilda branscher ökar kapitalanvändningen snabbare än produktionsvolymen.
- Utrikeshandelsberoendet fortsätter att öka i snabb takt. År 2030 beräknas såväl exportens andel av BNP som importens andel av inhemsk efterfrågan utgöra hela 60 %, räknat i löpande priser. Motsvarande andelar i dag är mellan 40 och 45 %.
- Antagandena i fråga om råvarupriser implicerar att många andra länder har bättre förutsättningar än Sverige att öka t.ex. jordbruks-, fiske- och malmproduktion till låga kostnader. De råvaruproducerande sektorernas andel av den svenska ekonomin fortsätter därför att minska.
- Basindustrier som metallverk och massa- och pappersindustri ökar i kalkylerna sin produktion med 1,5–2 % per år, men de minskar sina andelar av den totala produktionen.
- Den högsta tillväxten registreras i kalkylerna för verkstadsindustrin och den kemiska industrin. Också den privata tjänstesektorn uppvisar relativt snabb tillväxt.

Utvecklingen av försörjningsbalansen mellan 1998 och 2030 i scenariot med oförändrad miljöpolitik beskrivs i följande tabell.

Tabell 8.1. Försörjningsbalansens utveckling 1998–2030.

	Tillväxt, % per år, fasta priser	Andel % av BNP, löpande priser	
		1998	2030
BNP	2,0	100	100
Import	3,8	40	60
Privat konsumtion	2,4	50	52
Offentlig konsumtion	0,9	27	33
Investeringar	2,4	17	16
Export	3,7	44	60

Sammanställningsförändringarna hos produktion och efterfrågan bedöms ge gynnsamma förutsättningar för höjd material- och energiproduktivitet. Men samtidigt ger tendenserna i fråga om relativa faktorpriser incitament främst för arbetskraftbesparande teknikförändringar – i betydligt mindre grad för hushållning med råvaror och energi.

Råvaruanvändning

Beskrivningen av råvaruanvändning begränsas här till att omfatta produkter från jordbruk, fiske, skogsbruk, och gruvindustri samt energiråvaror (kol och råolja). Jämfört med den historiska redovisningen i kapitel 5 saknas gruppen baskemikalier, som inte har kunnat särskiljas i modellkalkylerna. Mellan 1980 och 1996 ökade användningen i hela den svenska ekonomin av de här medtagna råvarorna med 8 %, dvs. ungefär 0,5 % per år. I den följande tabellen görs jämförelsen med år 1993 som är basår för modellkalkylerna.

Tabell 8.2. Råvaruanvändning i Sverige – kalkylresultat.

	År 1993	År 2015		År 2030
		Enl. LU	Referens	
<i>Index, 1993 = 100</i>				
Jordbruksprodukter	100	131	121	133
Fisk	100	127	129	134
Skogsbruksprodukter	100	133	118	119
Malmer	100	130	121	139
Energiråvaror	100	115	114	121
<i>Summa</i>	<i>100</i>	<i>128</i>	<i>119</i>	<i>127</i>
BNP, fasta priser	100	152	155	213
<i>Procent av BNP:</i>				
Jordbruksprodukter	2,45	2,12	1,92	1,52
Fisk	0,06	0,05	0,05	0,04
Skogsbruksprodukter	1,34	1,18	1,02	0,75

I genomsnitt över hela perioden 1993–2030 beräknas råvaruanvändningen öka med drygt 0,5 % per år, vilket är något snabbare än under perioden 1980–1996. Den specifika råvaruanvändningen, räknad i förhållande till BNP, minskar med ungefär 40 % eller 1,3 % per år. I stort rör det sig således om en utveckling liknande den som redovisats i kapitel 5 för de senaste årtiondena – materialproduktiviteten höjs påtagligt, men inte tillräckligt för att ta ut tillväxtens volymeffekt på användningen av råvaror. Minskad råvaruanvändning i absoluta tal skulle förutsätta en väsentligt starkare relativprisutveckling för råvarorna, som följd av ökad knapphet och/eller politiska åtgärder vilka ger utslag i prisbildningen.

Energianvändning

Som framgått av kapitel 6 har den totala energianvändningen i Sverige (räknad utifrån konstant verkningsgrad i eltillförseln) ökat med knappt 1 % per år under de senaste 30 åren. Samtidigt har en markant förskjutning i sammansättningen skett, från olja till el. Den totala användningen av oljeprodukter minskade med ca 45 % mellan 1970 och 1990 men har därefter åter ökat något.

Förutsättningarna för fortsatt ”oljeersättning” i Sverige måste nu betraktas som väsentligt mindre gynnsamma än under 1970- och 1980-talen. Användningen av oljeprodukter domineras nu i allt

högre grad av transportsektorn, inklusive hushållens produktion av transporter. Nya tekniska lösningar på drivmedelssidan – alternativt en drivmedelsbeskattning som kraftigt begränsar efterfrågan på (framförallt) persontransporter – skulle här krävas för att bryta den stigande trenden.

De relativt ogynnsamma betingelserna för minskning av den specifika energianvändningen (särskilt användningen av bränslen och drivmedel) speglas också i de framåtriktade kalkylerna. I tabell 8.3 nedan sammanfattas kalkylresultaten på energisidan för fallet med oförändrad politik.

Tabell 8.3. Energianvändning åren 2015 och 2030 – kalkylresultat. Index 1998 = 100.

	År 2015	År 2030
<i>Total energianvändning</i>	116	137
därav:		
Näringsliv & offentlig sektor	117	134
Hushåll	114	143
<i>Oljeprodukter</i>	118	136
därav:		
Näringsliv & offentlig sektor	112	123
Hushåll	131	165
<i>El och fjärrvärme</i>	115	141
därav:		
Näringsliv & offentlig sektor	119	139
Hushåll	109	143

Elanvändningen ökar i alternativet med oförändrad politik med drygt 1 % per år, eller med sammanlagt omkring 40 % mellan 1998 och 2030. I kalkylerna förutsätts att en motsvarande ökning av eltillförseln kan åstadkommas i huvudsak genom inhemsk produktion baserad på förnybara energikällor.

Ett tänkbart alternativ är att den ökade efterfrågan i Sverige tillfredsställs genom import. Det skulle förutsätta en elimport i storleksordningen 60 TWh år 2030. För den svenska ekonomin i stort, för elpriset och för olika användarsektorer skulle detta inte innebära någon påtaglig skillnad jämfört med huvudalternativet. Däremot skulle troligen utsläppen av bl.a. koldioxid bli väsentligt

större, eftersom elproduktionen på marginalen i det nord-europeiska elsystemet kan antas vara baserad på fossila bränslen för lång tid framåt. Denna utsläppsökning skulle visserligen inte ske i Sverige, men den skulle vara orsakad av svensk elanvändning.

Ökningen av den totala energianvändningen i kalkylerna, med drygt 35 % mellan 1998 och 2030, kan ställas mot en ökning av BNP med ca 85 % och av privat konsumtion med drygt 100 % under samma period. Energiproduktiviteten beräknas alltså stiga, men i relativt långsam takt. Det rör sig om en minskning av den specifika energianvändningen med något över 1 % per år, såväl i hushållssektorn som i näringslivet.

Ungefär en femtedel av produktivitetshöjningen för energi i näringslivet beror på sammansättningsförändringar i produktionen ”på hög nivå” – dvs. omfördelning från energiintensiva sektorer som t.ex. massa/pappers- och metallindustri till verkstadsindustri och tjänsteproduktion. Återstoden förklaras av teknikförändringar och förändringar i produktionens sammansättning på mer detaljerad bransch- och varugrupsnivå.

På samma sätt som då det gäller råvaror förutsätts inte produktivitetstillväxten på energisidan få någon ”draghjälp” från höjda relativpriser. År 2030 antas relativpriset på råvaror – räknat i förhållande till prisnivån för varor och (privata) tjänster i allmänhet – vara 10–15 % lägre än nu, medan energipriserna antas ha utvecklats ungefär i takt med den allmänna prisnivån. Motsvarande relativpris på arbetskraft (dvs. reallönen) beräknas däremot ha mer än fördubblats om 30 år. Det är mot den bakgrunden man måste se skillnaderna i produktivitetsutveckling: nära 2 % per år för arbetskraft att jämföras med 1,3 respektive 1,1 % per år för råvaror och energi.

Emissioner

Utsläppen i Sverige av koldioxid och kväveoxider har minskat kraftigt de senaste årtiondena, till stor del som följd av skärpt beskattning och andra miljö- och energipolitiska åtgärder. De framåtriktade kalkyler som redovisas i detta avsnitt avser utvecklingen beträffande utsläpp av koldioxid och kväveoxider vid oförändrad politik, bl.a. oförändrade miljöskattesatser. Det är mot den bakgrunden knappast överraskande, att kalkylerna inte ger till resultat någon fortsatt minskning av utsläppen. Som framgår av tabell 8.4 blir resultatet i stället en påtaglig ökning, även om denna är väsent-

ligt mindre än tillväxten i produktion och konsumtion (85–120 % mellan 1998 och 2030).

Tabell 8.4. Utvecklingen av vissa emissioner 1980–2030.

	CO ₂ milj. ton	NO _x kton
1980	79	453
1993	56	378
1998	57	297
2015	70	345
2030	83	381
Ökning i %1998–2030	46	28

Här finns emellertid anledning att påpeka en svaghet hos den typ av modell (jämviktsmodell) som används för kalkylerna. Kalkylerna utgår från antagandet att ekonomin befinner sig i jämvikt såväl startåret (1993) som slutåret (2030). Det innebär bl.a. att företag och hushåll har hunnit anpassa sin resursanvändning fullständigt till de politikförändringar som genomförts. Men sådan anpassning, t.ex. av maskin- och fordonsutrustning tar tid. Det är troligt att de skärpningar av miljöpolitiken, som genomfördes under 1980-talet och i början av 1990-talet, delvis får effekt långt senare. Troligen underskattas därför i kalkylerna den anpassning mot mindre miljöstörande resursanvändning, som vid oförändrad politik uppkommer under kalkylperiodens första del. Särskilt gäller detta utsläppen av kväveoxider, där tillgången på emissionsbegränsande åtgärder är större än för koldioxid.

Trots denna reservation är det troligt att utsläppen av koldioxid och kväveoxider kommer att öka på lång sikt, om inte starkare styrmedel sätts in för att begränsa dessa utsläpp. Konsekvenser av en fortsatt höjning av skattesatserna för koldioxid ska diskuteras i nästa avsnitt.

8.2 Effekter av höjd koldioxidskatt

I en bilaga till den senaste Långtidsutredningen redovisades beräkningar, genomförda med EMEC-modellen, avseende effekter år 2015 av höjningar av koldioxidskatten (alternativt införande av överlåtbara utsläppsrätter). Höjningarna, eller tilldelningen av utsläppsrätter, är så avpassade att de medför ett uppfyllande av

Kyoto-protokollets krav beträffande begränsning av utsläppen. Det innebär att de svenska utsläppen av koldioxid år 2015 (exkl. utsläpp från biobränslen) begränsas till 58 milj. ton. Enligt kalkylerna förutsätter detta ungefär en tredubbling av de nuvarande skattesatserna för koldioxid. Bilagan innehåller också uppskattningar av skattehöjningens inverkan på andra utsläpp, bl.a. av svaveldioxid och kväveoxider.

Konjunkturinstitutet har på utredningens uppdrag utsträckt dessa modellkalkyler till att också omfatta år 2030. Beräkningarna utgår från antagandet att skattesatserna för koldioxid återigen ungefär tredubblas, och att den ytterligare höjningen genomförs stegvis under åren 2015–2030. Det handlar således om kraftiga skattehöjningar, sammanlagt nästan en niodubbling på 30 år. Räknat som andel av BNP skulle koldioxidskatten öka från nuvarande 1 % till drygt 3,5 % år 2030. Bensinpriset skulle fram till 2030 ungefär fördubblas jämfört med 1998 års nivå.

Skattehöjningens beräknade effekter på utsläppen beskrivs i tabell 8.5. Förutom koldioxid har också kväveoxider medtagits, eftersom koldioxidskatten har relativt stor inverkan också på dessa utsläpp (liksom f.ö. också på utsläpp av svaveldioxid och vissa metaller).

Det måste naturligtvis understrykas att effektkalkyler av det här slaget är synnerligen osäkra. Skattehöjningar som innebär relativprisändringar av den här aktuella storleksordningen kan på lång sikt t.ex. driva fram teknikförändringar, som dramatiskt förändrar bilden i fråga om miljöpåverkande utsläpp. Det gäller särskilt om åtgärderna samordnas mellan olika länder, t.ex. genom ett väl fungerande system med utsläppsrätter för koldioxid.

Näraliggande exempel på tänkbara ”tekniska genombrott” i det här sammanhanget kan gälla fordonsmotorer och drivmedel, såsom tekniker baserade på bränsleceller eller metan. Över en 30-årsperiod kan förändringar av det slaget svårligen förutses och byggas in i samhällsekonomiska modellkalkyler. Det bör således återigen framhållas att vad som här redovisas är räkneexempel avsedda att illustrera anpassningsmekanismer i frånvaro av oförutsedda teknikgenombrott. I det avseendet får de snarast anses förmedla en försiktig (eller pessimistisk) bild av framtida utvecklingsförlopp.

Ett annat område, där kalkylerna ger endast en ofullständig bild av möjligheterna att åstadkomma en mer miljövänlig och samhällsekonomiskt effektiv produktion, är tillförseln av el. Som diskuteras i kapitel 6 skulle en internationellt samordnad politik (t.ex.

baserad på överlåtbara utsläppsrätter) här väsentligt kunna förbättra möjligheterna för effektivisering och minskning av miljöpåverkande utsläpp på global nivå.

Tabell 8.5. Effekter på vissa utsläpp av höjd koldioxidskatt.

	CO ₂ milj. ton	NO _x kton
1980	79	453
1998	57	297
2015: vid nuvarande skattesatser	70	345
med höjd skatt	58	281
2030: vid nuvarande skattesatser	83	381
med höjd skatt	51	214

Om utsläppsreduktionerna för koldioxid och kväveoxider betraktas i ett 50-årsperspektiv, över tidsperioden 1980–2030, handlar det också med skärpt beskattning endast om storleksordningen faktor 2, räknat i absoluta tal. Som jämförelse kan nämnas att minskningen för svaveldioxid de senaste 20 åren motsvarat nästan faktor 10.

Om utvecklingen i stället jämförs med begreppet faktor 4 (eller snarare eko-effektivitet), som avser naturresursanvändning i förhållande till produktionstillväxten, blir bilden annorlunda i fråga om utsläppen av koldioxid och kväveoxider. Med ”utsläppsproduktiviteten” satt till 1 för år 1980 erhålls följande värden (faktormått) för olika år:

Tabell 8.6. Utsläppsproduktivitet för koldioxid och kväveoxider.

År	CO ₂	NO _x
1998	2,3	2,6
2015: nuvarande skatt	2,7	3,1
höjd skatt	3,2	3,8
2030: nuvarande skatt	3,0	3,8
höjd skatt	4,9	6,7

Faktor 4 framstår således, utifrån dessa kalkyler och i ett tidsperspektiv om 35–50 år, som realistiskt när det gäller utsläpp av koldioxid och kväveoxider.

Skatthöjningens effekter på utsläppen – en reduktion med nära 40 % år 2030 – förklaras givetvis i huvudsak av minskad fossil energianvändning. Den totala energianvändningen är drygt 20 % lägre i alternativet med högre skatt, och huvuddelen av minskningen faller på oljeprodukter. Kalkylerna ger följande procentuella minskningar år 2030 som följd av skatthöjningen:

Tabell 8.7. Procentuell minskning av energianvändning år 2030.

<i>Hushållens användning:</i>	
El	8
Bensin	47
<i>Näringslivets användning:</i>	
El	7
Oljeprodukter	45
Kolprodukter	21
Gasprodukter	25

Den kraftiga minskningen av hushållens bensinförbrukning får ses som den kombinerade effekten av flera slags anpassning, främst kortare körsträckor och mer bensinsnåla bilar. Men effekten bör också ses i perspektivet av den stora ökning av bensin användningen som beräknats uppkomma i fallet med oförändrad beskattning. Jämfört med hushållens bensinförbrukning i dag är nivån 2030 i fallet med höjd skatt bara drygt 10 % lägre.

I näringslivet uppkommer skatthöjningens effekt delvis genom ändrad produktionsteknik, men troligen till en större del genom förändringar av produktionens sammansättning inom olika branscher. Däremot uppvisar kalkylresultaten inga stora effekter på produktionens fördelning mellan branscher. Bland de större, energiintensiva branscherna registreras visserligen nedåtriktade effekter, men det rör sig för år 2030 endast om 2 % för massa- och pappersindustrin, 6 % för metallverk och 4 % för samfärdssektorn. För verkstadsindustrin och den privata tjänstesektorn uppkommer inga nämnvärda effekter på produktionsvolymen.

Effekterna ”på makronivå”, dvs. på den samlade produktionen och utrymmet för privat och offentlig konsumtion, kan knappast uppskattas med rimlig grad av precision i detta slags modellkalkyler. Resultaten pekar dock på en ”kostnad” i bemärkelsen minskning av BNP i storleksordningen 0,5 % för år 2015 och 1 % för år 2030.

8.3 Sammanfattning

Trots de invändningar som från metodsynpunkt kan riktas mot sådana modellkalkyler som presenterats i detta kapitel, illustrerar de enligt utredningens mening några viktiga förutsättningar för naturresurs- och miljöpolitiken.

Om den nuvarande politiken på detta område behålls i huvudsak oförändrad – t.ex. då det gäller skattesatser för energi och emissioner – är det sannolikt att råvaruanvändning, energianvändning och miljöpåverkande utsläpp kommer att öka betydligt under de närmaste årtiondena. Detta gäller framförallt för koldioxid. Man kan inte förvänta sig en vändning nedåt i enlighet med en miljöKuznetskurva som en spontan anpassning vid oförändrad politik. Den eventuella förekomsten av en miljöKuznetskurva får i stället ses som resultatet av att ökade preferenser för miljö ger utslag i en miljöfrämjande politik. Råvaru- och energipriser kommer säkerligen att stiga betydligt långsammare än priset på arbetskraft, vilket motverkar en sådan anpassning. Visserligen kommer resurseffektiviteten i bemärkelsen produktiviteten för naturresurser och energi att fortsätta stiga, men inte tillräckligt snabbt för att motväga volymeffekten av ökad produktion och konsumtion.

Av detta följer att en väsentlig skärpning av miljöpolitiken – med kraftiga höjningar av exempelvis koldioxidbeskattningen – krävs, om man vill åstadkomma en minskning av fossil bränsleanvändning och medföljande miljöpåverkande utsläpp i absoluta tal under de närmaste årtiondena. Om en sådan politikförändring kan genomföras stegvis och i samarbete med andra länder, behöver den dock inte ge några dramatiska effekter på näringslivets struktur eller hushållens konsumtionsmöjligheter.

9 Fallstudier

9.1 Fallstudie skog¹

9.1.1 Skogssituationen

Skogssituationen i Sverige är gynnsam åtminstone om man ser till den totala skogstillgången och uthålligheten i skogsbruket. Den har få motsvarigheter i ett globalt perspektiv, med Norge och Finland som möjliga undantag. I Kanada och Ryssland, är situationen en annan. Båda dessa nationer har visserligen fortfarande mycket stora skogstillgångar, men skogsbruket kan ej kallas uthålligt. I Kanada har man under de senaste decennierna insett att skogstillgångarna ej är outtömliga, och de nordiska länderna ses som föregångsländer i skogsvårdssammanhang. I Ryssland är aktiv återbeskogning efter avverkning ett i stort sett okänt begrepp. I både Kanada och Ryssland förstörs dessutom stora virkesmängder årligen i omfattande skogsbränder.

Den totala arealen skogsmark i världen i dag uppskattas till 3,4 miljarder hektar, vilket motsvarar en dryg fjärdedel av jordens totala landyta. Av dessa skogar finns ungefär hälften i de s.k. utvecklingsländerna där även problemen med avskogning är störst. Den årliga avskogningen i dessa länder var under 1980-talet ca 16 miljoner hektar, vilket motsvarar 0,8 % av den totala skogsarealen i dessa länder, eller drygt hälften av Sveriges skogsareal. Den viktigaste orsaken till avskogningen är behovet av ny jordbruksmark, vilket även leder till omfattande skogsförstörelse genom bränder.

Enligt den officiella statistiken står skogsprodukter för ca 4 % av BNP i utvecklingsländerna.² Denna BNP-andel är i nivå med

¹ Detta kapitel bygger på Bostedt och Holgén (2000).

motsvarande siffra för Sverige under perioden 1980 till 1996³, men den ger inte en rättvisande bild av situationen. För det första inkluderar det traditionella BNP-måttet inte betydelsen av att bibehålla skogsekosystemen som många människor på landsbygden är beroende av för sitt uppehälle. I tropikerna lever närmare 70 % av den totala befolkningen i skogsområden av torrskogstyp. För det andra inräknas en stor del av de transaktioner och konsumtion som är relaterade till skogen ej i BNP-kalkylerna. Det kan bero på att dessa transaktioner aldrig sker på en öppen monetariserad marknad, eller på brister i de nationella statistiska beräkningssystemen.

I den fortsatta framställningen måste de naturgeografiska skillnaderna mellan norra och södra Sverige tas i särskilt beaktande. Gränsen mellan dessa regioner kommer inte att definieras strikt, men följer i stort den s.k. limes norrlandicus, Norrlandsgränsen. Denna naturgeografiska gräns löper genom mellersta Värmlands och Örebro län, samt södra Dalarna och Gävleborgs län. Norr om den utbreder sig Sveriges del av taigan – den boreala barrskogsregionen. Området söder om den utgörs av den nemorala och boreo-nemorala vegetationszonen i Sverige. Nordgränsen för beståndsbildning av ett flertal ädellövträd, såsom ek och ask sammanfaller i stort sett med limes norrlandicus, och norr om den blir även lind och lönn ovanliga. I dag upplevs dock troligen inte vegetationskillnaden som lika stor som för 100 år sedan, eftersom skogen söder om limes norrlandicus utsatts för stora förändringar under de senaste 100 åren och blivit mer ”taigalik”.

Uppdelningen mellan norra och södra Sverige har även andra skogligt intressanta aspekter. Efterfrågan på lämplig skogsmark för närrekreation, jakt, bär- och svamplockning är betydligt större i södra Sverige, beroende på den högre befolkningstätheten. Ägandet av skogsmark skiljer sig också kraftigt mellan norra och södra Sverige. I norrlandslänen, Dalarna och norra Värmland är staten och de stora skogsbolagen de huvudsakliga ägarna (57 % av skogsmarken), medan ägandet i södra Sverige domineras av privata skogsägare (69 % av skogsmarken).

Att analysera frågan om hur skogen som naturresurs skulle kunna användas mer effektivt är en synnerligen omfattande uppgift. Resultatet nedan ger snarare indikationer än exakta svar på vilka förändringar som kan behöva genomföras. Centralt för analysen blir i vilken utsträckning nyttjandet av skogen är effektivt om

² Persson, (1998).

³ Skogsstyrelsen, (2000).

man beaktar de nyttigheter skogen kan tillhandahålla utöver virkesproduktionen.

9.1.2 Skogshistoria

Södra Sverige

Trädslagssammansättningen i södra Sverige har förändrats kraftigt under de senaste 2000 åren. Lövskog med tallinslag dominerade Sydsveriges skogar för 2000 år sedan. I de sydligaste delarna av landet växte rika blandädellövskogar medan norra Götaland täcktes av rik blandskog av tall, björk samt ädla lövträd. I norra Svealand och norrut dominerade barrskogen. I dag finns nästan inget kvar av Sydsveriges forna, stora lövskogar. Granen är det dominerande trädslaget i hela södra Sverige, följt av tallen. Endast i Skåne finns fortfarande små rena lövskogsfläckar kvar. Den kanske största förändringen har skett under den senaste 100-årsperioden då skogsbruket bidragit till att öka granandelen kraftigt.

Norra Sverige

Fram till och med 1700-talet hade den mänskliga påverkan på skogsekosystemen i norra Sverige varit tämligen begränsad och huvudsakligen bestått i jordbruk längs kusten och i älvdalarna, begynnande järnbruk, samt samernas renskötsel och avverkning för husbehov. I Norrlands inland fanns ännu stora områden med urskog av främst gran och tall. Den största påverkan på skogarna hade de omfattande skogsbränder som brände av stora områden med jämna mellanrum (40–50 år).

Under 1800-talets första decennier började det marknadsorienterade utnyttjandet av de stora skogstillgångarna i norra Sverige. Det kom att omfatta nästan all skogsmark i regionen inom en 100-årsperiod. Vid 1900-talets början hade successiva avverkningar av de största träden på ett dramatiskt sätt förändrat strukturen, åldersfördelningen och artsammansättningen i större delen av Norrlands skogar. För att förhindra denna rovdrift introducerades en målinriktad skogsskötsel i Sverige vid denna tid. Sveriges första skogsvårdslag med återbeskogningsplikt trädde i kraft år 1903.

Virkesförrådets utveckling under 1900-talet

Det totala virkesförrådet har ökat i Sverige mellan 1920 och 1995⁴ från 1800 till 2900 milj. skogskubikmeter (m³sk), en ökning med drygt 60 %.

Andelarna löv- och barrträd har under denna period inte förändrats nämnvärt. Uppdelat på landsdelar och med jämförelseåren 1926 och 1985 kan konstateras att virkesförrådet per hektar ökat mest i Götaland. Arealen äldre skog i södra Sverige har ökat något, medan arealen äldre skog minskat kraftigt i Norrland under de senaste 15 åren. Det senare har betydelse bl.a. för renskötseln, vilket belyses närmare längre fram i kapitlet.

Anledningarna till att virkesförrådet i Sveriges skogar ökat så kraftigt under 1900-talet är flera. Lagen om återbeskogning och en kontinuerlig utveckling av skogsskötseln är faktorer som lagt grunden för en uthållig virkesproduktion. Delvis förändrad markanvändning är en annan orsak. Betydande arealer jordbruksmark och annan trädlös mark har omförts till skogsmark bl.a. genom omfattande granplanteringar i södra Sverige. Under de senaste decennierna har den (ökande) årliga tillväxten oftast varit större än de årligen avvercade volymerna. I dagsläget är den totala årliga tillväxten i landets skogar ca 100 milj. m³sk, medan avverkningen ligger på ca 70 milj. m³sk. Det totala virkesförrådet i Sveriges skogar ligger år 2000 på ca 3 miljarder m³sk, fördelade på ca 23 miljoner hektar vilket motsvarar omkring 55 % av Sveriges totala landareal. I mellersta Norrland är andelen skog så hög som 70–80 %.

9.1.3 Miljöräkenskaper och effektivitetsförbättringar

Att de klassiska nationalräkenskaperna är otillräckliga för att bedöma frågan om en viss konsumtionsnivå är uthållig eller inte har varit känt länge. Den teoretiska utvecklingen kring miljöjusterade nationalräkenskaper har varit mycket omfattande sedan Weitzmans klassiska artikel från 1976 om hur en ”grön” nettonationalprodukt kan användas för välfärdsbedömningar.⁵ Miljöräkenskapsutredningen⁶ föreslog att Sverige skulle ta fram miljöräkenskaper där hänsyn tas till nettoförändring av naturkapitalstockar samt löpande

⁴ Skogsstyrelsen, (2000).

⁵ Weitzman (1976), Brännlund & Kriström (1998) samt Aronsson, Johansson & Löfgren.

⁶ SOU 1991:37.

miljöskador. Det fortsatta ansvaret för att utveckla miljöräkenskaper har lagts på Konjunkturinstitutet, se vidare avsnitt 3.4.1.

I en bilaga till Miljöräkenskapsutredningen⁷ presenterade Hultkrantz en beräkning av inkomsten från Sveriges skogstillgångar enligt principerna för miljöjusterade nationalräkenskaper för ett enskilt år (1987). En uppdatering av denna beräkning för året 1991, kombinerat med en utveckling med avseende på skogens funktion som "kolfälla" gjordes av Eliasson (1994). Dessa studier är de enda försöken i Sverige att beräkna en miljöjusterad nationalinkomst från en specifik sektor. De utgör därför ett rimligt avstamp för en diskussion av effektiviteten i utnyttjandet av naturresursen skog.

Hultkrantz och Eliasson delar in skogsinkomsten i tre komponenter: virkesproduktion, övrig varuproduktion i skogen samt förändring i miljöstillgångar. I virkesproduktionen ingår som bas det bruttoproduktionsvärde som ligger till grund för nationalräkenskaperna. Till detta har lagts den brännved som inte omsätts på marknaden. Därefter har skogsbrukets köp av insatsvaror från andra branscher samt skogsvårdskostnaderna subtraherats. Till detta netto har därefter värdet av det aktuella årets ökning av timmerförrådet adderats, eftersom det utgör en form av investering.

I komponenten övrig varuproduktion i skogen ingår värdet av tillvaratagen bär och svamp, där även de volymer som inte marknadsförts har medtagits. I övrig varuproduktion ingår även köttvärdet av jakt på skogsdjur; värdet av älgkött utgör 65–75 % av denna delpost. Slutligen ingår värdet av den årliga lavproduktionen värderat till alternativkostnaden för renskötseln som antas vara kostnaden för stödutfodring.

Förändring i miljöstillgångar innefattar kostnaden för avsaknad av skydd för artdiversitet på grund av ej tillgodosedda reservatsbehov, värderat enligt alternativkostnadsmetoden till rotnettot av den skogsmark som skulle behöva avsättas. Vidare ingår värdet av den koldioxidbindning som den årliga nettoskogstillväxten ger upphov till. Den monetära omräkningen ges här av koldioxidskatten som antas representera samhällets värdering av bindningen av ett kg koldioxid. Dessutom ingår kostnaden för den årliga försurningen av skogsmarken, värderat till kostnaden för kalkningsbehovet samt kostnaden för minskad lavproduktionsförmåga.

Resultatet sammanfattas i tabell 9.1.1. Som tabellen visar ger inte de miljömodifierade skogsräkenskaperna någon dramatisk förändring av skogsinkomsten. De största enskilda posterna som inte in-

⁷ SOU 1991:38.

går i de traditionella nationalräkenskaperna är den ökning av naturkapitalstocken som skogstillväxten innebär samt den koldioxidbindning som denna tillväxt gör möjlig.

Det är dock värt att betona att de rekreativvärden som är skogsrelaterade inte ingår i beräkningen. En sammanställning av betalningsviljestudier⁸ visar att rekreativvärdet i skogen ligger på ca 200 kr per person och dag. SCB har beräknat att det totala antalet besök i skogen för åldersgruppen 18–74 år är 181 miljoner per år. Notera i detta sammanhang att ett besök inte nödvändigtvis motsvarar en dag. Konjunkturinstitutet beräknar det totala värdet av skogsrekreation till 20 miljarder kr, vilket skulle förändra beräkningen i tabellen ovan avsevärt om det inkluderades.

Tabell 9.1.1. Miljömodifierade skogsräkenskaper för år 1987 samt 1991 miljarder kr, 1991 års priser.

Värdekomponenter	1987	1991
Virkesvärde	25,29	21,30
Insatsvaror från andra sektorer	-4,27	-4,30
Skogsvård	-2,11	-2,04
Tillväxt av skogsförråd	5,63	5,67
<i>Delsumma 1</i>	<i>24,55</i>	<i>20,63</i>
Bär	0,68	0,41
Svamp	0,34	0,30
Köttvärde av jakt	0,64	0,75
Lavproduktion	0,73	0,73
<i>Delsumma 2</i>	<i>2,39</i>	<i>2,19</i>
Artdiversitet	-1,69	-1,46
Koldioxidbindning	3,06	2,84
Försurningskostnad	-0,98	-0,98
Kostnad för förlust av lavproduktion	-0,03	-0,06
<i>Delsumma 3</i>	<i>0,37</i>	<i>0,34</i>
<i>Skogsinkomst</i> <i>(delsumma 1 + delsumma 2 + delsumma 3)</i>	<i>27,31</i>	<i>23,16</i>

Även om dessa skogsräkenskaper har stort värde som en bokföring över de värden och kostnader som skogen ger upphov till är de emellertid endast en ögonblicksbild. Det är en beräkning av värden och kostnader i skogen givet den existerande resursanvändningen. Det är möjligt att exempelvis en förlängning av omloppstiden

⁸ Se Wibe, (1994).

skulle ge ökade miljövärden i form av ökad kolbindning och ökad lavproduktion som överstiger den minskade lönsamheten av virkesproduktion. Det är vidare möjligt att en ökande lövträdsandel i södra Sverige skulle ge upphov till effektivitetsvinster genom ett minskat behov av reservatsavsättning samt ökande rekreativvärden.

9.1.4 Skogsbruk och kolbindning

Den ökande koncentrationen av främst koldioxid i atmosfären under de senaste 150 åren anses vara den huvudsakliga orsaken till de ökande årliga medeltemperaturerna under samma period, den så kallade växthuseffekten. Ökande temperaturer på en global nivå tros kunna få allvarliga konsekvenser för jordens ekosystem. Koncentrationen av koldioxid är ungefär 25 % högre i dag, jämfört med i mitten av 1800-talet.⁹ Orsakerna till den ökande koncentrationen av koldioxid är främst avskogning, erosion och förbränning av fossila bränslen.

Växter konsumerar koldioxid under fotosyntesen och avger syre som en avfallsprodukt. Den koldioxid som därmed binds i växterna återgår till atmosfären när insekter, kvalster, bakterier och svampar bryter ned organisk materia. Det är emellertid stor skillnad mellan denna naturliga cirkulation av kol och den mängd koldioxid som tillförs atmosfären som en följd av människans aktiviteter. Ett uppenbart sätt att minska mängden koldioxid är att minska förbränningen av fossila bränslen. En kanske mindre uppenbar metod är att öka naturens möjligheter att binda koldioxid.

Världens skogar utgör en betydande andel av mängden växande biomassa. Skogens värde som kolfälla var den största enskilda miljörelaterade posten i den miljöjusterade nationalinkomsten från skogssektorn.¹⁰ Man kan därför förvänta sig betydande effektivitetsförbättringar förknippade med en ökad kolbindning i svenska skogar. Det finns två huvudsakliga metoder för att öka biomassan i växande skog. Den ena metoden är beskogning, i form av antingen återbeskogning av avverkade skogsarealer eller plantering på exempelvis jordbruksmark. Beskogning ökar kolbindningen inte bara i träden utan även i marken.

Beskogning, främst i form av återbeskogning, har stor potential i många länder, särskilt utvecklingsländer med tropiska skogar där en

⁹ Eliasson, (1996).

¹⁰ Som beräknades av Hultkrantz, (1991).

betydande avskogning ägt rum under andra hälften av 1900-talet. Denna metod har emellertid begränsad tillämpbarhet i Sverige, där redan drygt hälften av landarealen täcks av skog. Samhällsekonomiskt sett skall värdet av beskogning av åkermark ställas mot rekreationsvärdet av öppna landskap,¹¹ värdet av den biodiversitet som hör åkerlandskapet till samt det företagsekonomiska utbytet från jordbruket.

Den andra metoden för att öka mängden biomassa i skogen är att öka mängden biomassa per ytenhet. Detta har redan pågått under lång tid i Sverige, huvudsakligen som ett resultat av ökad biomassa i unga såväl som äldre bestånd genom aktiv skogsvård, och endast i mindre grad av förändrad markanvändning. Mängden biomassa per hektar kan också ökas genom att förlänga omloppstiderna, dvs. överhålla skogen av kolbindningsskäl.

Detta alternativ har analyserats¹² och en samhällsekonomiskt optimal omloppstid, som inkluderar värdet av koldioxidbindning, har ställts mot en företagsekonomiskt optimal omloppstid. Resultaten som avser ståndortsförhållanden i norra Sverige, visar att den samhällsekonomiskt optimala omloppstiden blir mer än fördubblad, relativt den företagsekonomiskt optimala, om marginalvärdet av koldioxidbindning antas vara lika med den svenska koldioxidskatten och en ränta på 2 eller 3 % antas. Motsvarande numeriska analys saknas för södra Sverige, men eftersom analysen visar att överhållning är mer effektivt på mindre produktiva marker kan man anta att förlängda omloppstider är mindre effektivt i södra Sverige.

För att åstadkomma den överhållning av skogsmark för kolbindningssyftet som är slutsatsen av analysen, föreslår författarna ett beskattat bidrag per omloppstid. Detta skulle vara proportionellt mot värdet av kolbindningen, och betalas ut i slutet av varje omloppstid. Bidraget skulle kunna utgå per skogskubikmeter som blir resultatet av överhållningen, beräknat från en basnivå som motsvarar den normala omloppstiden i frånvaro av bidraget.

9.1.5 Rennäringen, lavproduktionen och skogsbruket

Ungefär 75 % av skogsmarksarealen i de tre nordligaste länen används som vinterbetesmark för den svenska rennäringen. Den huvudsakliga födan för renarna under vintern är lavar, vilka framförallt växer på marken men även i träden, i det senare fallet främst i

¹¹ Drake, (1987,1988).

¹² Gong & Kriström, (1999).

bestånd äldre än 100 år. Om man känner kostnaden för stödutfodring av ren är det möjligt att beräkna värdet av denna lavproduktion. Det antas då att värdet av den totala lavproduktionen är lika med kostnaden för att stödutfodra alla renar i Sverige hela vintern.

Att beräkna hur renbetet beror av marginella förändringar i sätet att sköta skogen – vilket är en förutsättning för att beräkna värdet av den marginella externa effekt som skogsbruket förorsakar – är en mer komplicerad fråga. Mängden lav i skogen är inte bara ett resultat av skogsbruket, utan även av hur många renar som konsumerar denna födoresurs (samt naturligtvis andra miljöfaktorer).

Det finns begränsningar i antalet tillåtna renar i en sameby, men dessa gränser har ofta överskridits. Orsaken är att betesresursen är gemensam och öppen för alla renföretag i samebyn, medan varje företag har en egen renhjord. Det finns alltså starka incitament för varje enskild renägare att öka sin egen hjord, även om detta kan leda till överbetning av samebyns gemensamma betesresurs. Den totala renstammen i Sverige ökade under 1970- och 80-talet kontinuerligt till ett maximum på ca 300 000 renar och har sedan dess återvänt till ungefär samma nivå som i början av 1980-talet, dvs. cirka 227 000 djur. Inom naturresursekonomi brukar det beskrivna problemet (brist på väldefinierade äganderätter) betecknas ”allmänningarnas tragedi”. Sett från ett nationalekonomiskt perspektiv är det alltså frågan om både en extern effekt från skogsbruket och ett allmäningsproblem. Eftersom dessa faktorer gemensamt påverkar mängden lavbiomassa uppkommer svårigheter att med statistiska metoder urskilja skogsbrukets marginella påverkan.

Det är huvudsakligen skog äldre än 80 år inom vissa markvegetationstyper som erbjuder bra lavbete. Andelen sådan skog har minskat kontinuerligt i de tre län där vinterbete av ren förekommer. Det är endast på en mindre del av denna andel som marklav kan förekomma.

Alternativet till statistiska skattningar baserade på historiska data är att beräkna lavbiomassan med hjälp av olika skogliga simuleringsmodeller. Dessa modeller koncentrerar sig på skogsbrukets påverkan. I princip kan man säga att de beräknar ”utbudet” av lavbiomassa givet olika skogsskötselalternativ och ignorerar ”efterfrågan”, dvs. renkonsumtionens effekter. Det finns en omfattande beräkning av lavtillgången i hela Västerbotten och Norrbotten.¹³ Resultaten antyder att produktionen av framförallt trädlav kommer att minska i framtiden, samt att tillgången 1980 var otillräcklig i

¹³ Eriksson, Sandewall & Wilhelmsson, (1987).

vissa länsdelar för den renstam som då fanns. Nackdelen med analysen är att nuvärdet av virkesproduktionen inte beräknas, samt att inga alternativ till avverkningsplanen analyseras.

Effekten av sex olika skötselsystem på produktionen av lavbiomassa i ett vinterbetesområde i Vindelns kommun har analyserats.¹⁴ Analysen visar att det system som ger den bästa avvägningen mellan nuvärde av virkesproduktion och nuvärde av kostnad för stödutfodring karakteriseras av omloppstider på lavmarker på mellan 120 och 158 år. Omloppstiden på övrig mark skulle med samma antaganden vara mellan 65 och 90 år, beroende på ståndortsförhållanden. Resultatet som är en beräkning i fysiska termer, har utnyttjats för en alternativkostnadsberäkning under antagandet att alternativet till naturligt bete är stödutfodring. Även denna analys pekar på att hänsyn till rennäringen implicerar förlängda omloppstider på skogen i norra Sverige.

9.1.6 Rekreativvärden och kostnader för miljöhänsyn

Skogen är utan tvekan viktig ur rekreationssynpunkt för svensken. Inte minst allemansrätten, som har få motsvarigheter i andra länder, bidrar till detta eftersom den ger oss rätt att röra oss fritt i skog och mark. Rekreativbegreppet kan delas in i ett antal komponenter. Dels aktiviteter ”på plats” såsom vandringar, promenader, camping, bär- och svamplockning, skidåkning, snöskoterkörning samt jakt. Dels upplevelser ”på håll”, dvs. sådana som har med landskapsbilden att göra.

Rekreativvärden i skogen är, till skillnad från virke, icke marknadsprissatta nyttigheter och har därför inga väldefinierade värden i kronor och ören. Detta faktum gör det svårt att göra direkta jämförelser och att ta ”rätt” hänsyn till andra värden än virke vid skogens skötsel.

Med hjälp av olika metoder, t.ex. CVM (Contingent Valuation Metoden), kan människors värdering av skogsmiljön mätas. I enkätform ställs frågor om t.ex. maximal betalningsvilja för att erhålla en högre miljö kvalitet, att bibehålla nuvarande nivå, eller att förhindra miljöförsämringar (se kapitel 3.4.2.).

Åtskilliga studier har gjorts med syftet att på olika sätt kvantifiera dessa värden, men endast i ett fåtal fall har försök gjorts att uppskatta rekreativvärden i kronor och ören. I Mattsson & Li (1993, 1994) beräknades skogens rekreativvärde i Västerbottens

¹⁴ Björklund, (2000).

län med hjälp av enkätstudier. Här framkom bl.a. att det totala rekreationsvärdet var drygt en miljard kronor per år, vilket är mer än hälften så mycket som de årliga nettointäkterna från skogsbruket inom samma område. Att sättet att bruka skogen samt trädslagsfördelningen är faktorer av betydelse i sammanhanget visades i den senare studien. Det konstaterades att rekreationsvärdet (5 860 kr per person och år) skulle vara betydligt högre om alternativa skogsbrukssätt användes i större utsträckning än i dagsläget (1994) samt om lövinblandningen i skogen varit större.

I en annan studie¹⁵ skattades kostnader för skogsbruket i samband med förändringar enligt ovan. En ”maximal” anpassning av skogsbruket till rekreativa intressen i Västerbotten beräknades ge en tioprocentig minskning av skogsbrukets nettointäkter. Det har även gjorts skattningar av effekter på avverkningskostnaden¹⁶ för olika miljöhänsyn i skogsbruket samt effekter på biodiversiteten. Exempelvis ansågs lämnande av torra vindfällan ha en (svagt) positiv effekt på biodiversiteten utan att medföra ökade kostnader. Sammantaget bedömdes de 19 undersökta typerna av miljöhänsyn minska slutavverkningsnettot med 4,5 %. En slutsats av studien är att det troligen finns biodiversitetsvinster att göra, exempelvis genom utbildning av skogsentreprenörer, utan att skogsbrukets lönsamhet behöver drabbas nämnvärt.

Sammanfattningsvis skulle, enligt de studier som refereras till i rapporten, möjliga samhällsekonomiska effektivitetsvinster kunna uppnås i det norrländska skogsbruket om hänsynen till rekreationsvärden skulle ges högre prioritet. Detta gäller framförallt i skogsområden som många människor besöker under sin fritid. Den ökade hänsynen skulle främst bestå i att satsa på skogsskötsel med naturlig föryngring och stor lövinblandning, samt att undvika kalytor.

9.1.7 Skogsmark eller jordbruksmark?

Förskjutningen i markanvändning har under i stort sett hela 1900-talet gått från åker- och betesmark till skogsmark. Åkerarealen i Sverige har minskat med i genomsnitt 0,9 % per år under den senaste fem åren. Betesmarksarealen har förändrats relativt lite under de senaste 20 åren men har mer än halverats sedan 1920-talet. Det har visats att områden där olika naturtyper möts föredras av rekre-

¹⁵ Holgén & Lind, (1995).

¹⁶ Carlén m.fl., (1999).

ationsbesökare,¹⁷ vilket indikerar att det finns positiva externa effekter kopplade till ett varierat landskap.

Det är inte förvånande att det finns en betalningsvilja för att bevara det öppna jordbrukslandskapet då denna naturtyp blir en bristvara. Betalningsviljan kan beräknas till ett nuvärde per hektar bevarad åkermark i ett visst län. Därefter kan detta belopp adderas till marknadsvärdet av detta hektar för att ge ett samhällsekonomiskt nuvärde av att fortsätta med åkerbruk på en marginell hektar. Summan kan därefter jämföras med nuvärdet av den alternativa brukningsformen, skogsbruk. Som en illustration genomfördes, i underlagsrapporten, en sådan beräkning för Skånes och Västerbottens län.

Om nuvärdet av bevarat jordbrukslandskap läggs till det företagsekonomiska värdet av fortsatt åkerbruk, blir slutsatsen att en marginell hektar åkermark bör fortsätta att vara åkermark, i såväl Västerbotten som Skåne. Omställningen av åkermark till skogsmark är emellertid i hög grad ett resultat av de bidrag som tidigare utbetalades för detta. Dessa bidrag kan ses som ett regleringsmisslyckande och sloandet av dem som en klar effektivitetsförbättring. Dessutom kan den höga betalningsviljan för bevarat jordbrukslandskap motivera subventioner till jordbruksdrift på mark som hotas av nedläggning på grund av otillräcklig företagsekonomisk lönsamhet.

9.1.8 Biodiversitet och skogsbruk i lövskog

Sveriges flora är artfattig jämfört med länder med gynnsammare klimat längre söderut i Europa. Klimatet och övriga växtbetingelser varierar avsevärt även inom landet beroende på den stora utsträckningen från norr till söder och från havsnivån till högfjällen.

På större delen av den svenska skogsmarken växer barrträdsdominerade bestånd med varierande andelar gran och tall och en mindre del lövträd, ofta under 10 %. Däremot saknas, till skillnad från många andra europeiska länder, större sammanhängande lövskogsområden. Större områden med en stor andel lövträd (>40 %) finns endast i norra Skåne. Den totala arealen av s.k. ädellövskog i Sverige är ca 110 000 hektar. Ädellövskog definieras som skog där minst 70 % (i Mellansverige 50 %) av volymen består av något eller flera av de ädla lövträdsarterna ek, bok, alm, ask, lind, lönn, fågelbär och avenbok. Av denna areal utgörs ungefär 90 % av bok- och ekskogar. Andelen ädellövskog är i de flesta landskap inom utbred-

¹⁷ Mieczkowski, (1990).

ningsområdet mycket låg (mindre än 2 %). I Skåne och Blekinge utgör den dock 10 % av skogsarealen. Dessa skogar innehåller en stor del av biodiversiteten i svenska skogar vad gäller såväl flora som fauna.

Den ökade utbredningen av monokulturer av barrträd i södra Sverige är olycklig ur ett försurningsperspektiv. Barrträden tar nämligen upp större mängder av föroreningarna än lövträd och bidrar därmed till en ökad markförsurning. Luftföroreningarnas effekter och skogsbrukets försurande inverkan på biodiversiteten är i många fall svår att påvisa och kvantifiera. Det står dock klart att florans påverkas negativt i Sydsverige. Det gäller kärlväxter såväl som svampar och lavar. Antalet vetenskapliga studier gällande ekonomisk värdering av biodiversitet i Sverige är mycket begränsat. En undersökning¹⁸ visar dock på en positiv betalningsvilja hos allmänheten för att rädda hotade arter (drygt 400 kr per person och år för den vitryggiga hackspetten). Många arter av både den högre och lägre faunan är helt eller delvis beroende av lövskogsbiotoper. Exempel på hotade arter i Sverige som är beroende av lövskog är hasselmus, buskmus och vissa fladdermusarter. Bland hotade eller sällsynta fågelarter som är beroende av lövträd kan nämnas vitryggig hackspett och gråspett. Bland de större däggdjuren är flera arter klövvilt delvis beroende av lövdominerade skogar, t.ex. kronhjort, dovhjort och vildsvin. Jämfört med barrskogen hyser lövskogen generellt en mycket artrikare lägre fauna.

I underlagsrapporten redovisas en analys av lönsamheten av gran- kontra ädellövskogsplantering. Denna visar, inte förvånande, att gran är väsentligt mer lönsamt än bok eller ek ur virkessynpunkt. För att en utökning av den nuvarande ädellövskogsarealen skall vara samhällsekonomiskt motiverad krävs en värdering (betingad av ökad biodiversitet och ökade rekreationsmöjligheter) som motsvarar denna lönsamhetskillnad. En sådan värdering skulle rent praktiskt kunna uttryckas i subventioner för omställning från barrträd till ädellövskog. Det går emellertid inte i dagsläget att med någon säkerhet att bedöma storleken på de effektivitetsvinster som eventuellt skulle kunna bli följden av ökad ädellövskogsareal.

Det faktum att avverkningsmogen ädellövskog riskerar att omfattas av avverkningsrestriktioner eller reservatsbildning kan ha avskräckande effekt på privata skogsägare som överväger att satsa på ädellövskogsodling. Även om skogsvårdsstyrelsernas agerande i

¹⁸ Fredman, (1995).

dess fall kan motiveras ur bevarandeperspektiv behövs andra policyåtgärder, om samhället bedömer att ädellövskogsarealen bör öka.

Sammanfattningsvis kan konstateras att lövskogar, och kanske framförallt ädellövskogar är mycket betydelsefulla för artdiversiteten. Cirka 56 % av de hotade djur- och växtarterna i Sverige är bundna till ädellövskogen, medan endast 1 % av den skyddade skogen består av ädellöv. Betydelsen för biodiversiteten av skogsbrukets inriktning har emellertid hittills varit föremål för endast ett fåtal vetenskapliga studier. En viktig orsak är att begreppet biodiversitet i sig är komplext och i många fall svårt att mäta. Det är också svårt att planera och genomföra så omfattande och långsiktiga experiment som krävs för att kunna samla in meningsfulla data på de förändringar som man vill mäta.

9.1.9 Den tätortsnära skogen och kommunernas roll

Tilltagande urbanisering är ett tydligt fenomen i Sverige, liksom i hela världen. I dag bor 83 % av landets befolkning i tätorter och 1995 bodde drygt 2,5 miljoner personer i de 10 största tätorterna i Sverige, vilket är 28,5 % av landets befolkning. Majoriteten av landets 40 befolkningsmässigt största kommuner ökar sina befolkningstal. Majoriteten av dagens befolkning har därför ett helt annat förhållande – mer rekreativt och mindre renodlat virkesinriktat – till skogen jämfört med tidigare generationer. Då en så stor andel av befolkningen bor i större tätorter stiger också betydelsen av de tätortsnära skogarna. Majoriteten av skogsbesöken äger rum i ”närrekreationsskog” belägen inom gångavstånd från bostaden. Det är därför av extra stort intresse att studera markanvändningen inom 5 kilometer kring de 10 största tätorterna, se tabell 9.1.2, nedan.

Tabell 9.1.2. Folkmängd, grönytor och tätortsnära skogsmark för de 10 största tätorterna i Sverige.

Tätort	Folkmängd (31/12 1995)	Allmänt tillgänglig grönyta inom 5 km från tätorten 1994 (ha)	Hektar grönyta inom 5 km från tätorten per invånare	Skogsmark inom 5 km från tätorten 1994 (ha)	Skogsmarkens andel av allmänt tillgänglig grönyta (%)
Stockholm	1 148 953	37 124	0,032	33 872	91
Göteborg	480 839	28 336	0,059	22 116	78
Malmö	234 599	1 008	0,004	120	12
Uppsala	119 979	11 008	0,092	10 264	93
Västerås	100 861	9 884	0,098	8 556	86
Linköping	92 584	8 004	0,086	6 336	79
Örebro	90 814	11 836	0,130	10 648	90
Helsingborg	84 494	1 576	0,019	1 144	72
Norrköping	84 403	7 472	0,088	5 928	79
Jönköping	79 914	19 756	0,247	16 944	86
Summa	2 517 440	136 004	0,054	115 928	85

Källa: SCB (1994, 2000)

Arealen tätortsnära skogsmark är liten jämfört med den totala arealen skogsmark i Sverige, men dessa skogar är centrala ur rekreationssynpunkt. Majoriteten av de tätortsnära skogarna är kommunägda. Kommunalt ägande är dock ingen garanti för att rekreationsbehov och naturvård ges hög prioritet eftersom många kommunskogar sköts utan uttalad målsättning.

Kostnaden för att rekreationsanpassa de tätortsnära skogarna i Olofströms kommun har beräknats.¹⁹ Under antagandet att dessa kostnader är representativa skulle kostnaden för att tätortsanpassa skogarna nära de 10 största tätorterna i Sverige bli ca 19,6 miljoner kr/år. Någon studie över värderingen av en sådan anpassning existerar inte, men om medborgarna i dessa kommuner värderar den till mer än 8 kr per person och år är en sådan tätortsanpassning ett samhällsekonomiskt lönsamt projekt.

Det är möjligt för kommuner att tillgripa en rad åtgärder för att säkerställa att skogsbruket i de tätortsnära skogarna tar hänsyn till friluftsliv och naturvård. Bland annat kan kommunen sträva efter att köpa in värdefulla rekreationsområden, utnyttja sin rätt till förköp eller utnyttja möjligheten att bilda naturreservat. Ett alternativ till dessa åtgärder är markbyten, vilket dock förutsätter att kommunen äger bytbar mark.

Sammanfattningsvis finns alltså goda juridiska möjligheter för kommunen att säkerställa en god rekreationsmiljö och god kunskap om det skogsbruk som behövs för att åstadkomma detta. De

¹⁹ Hannrup & Setterlind, (1992).

avgörande hindren är framförallt den dåliga ekonomin i många kommuner, splittringen av skogsfrågorna på olika kommunala förvaltningar och bristen på kompetent personal.

9.2 Fallstudie fiske

Detta delkapitel kommer att ge exempel på flera slags marknadsmisslyckanden när det gäller hanteringen av förnyelsebara resurser. I det följande diskuteras två typer av brister i marknadernas funktionssätt. Dessa är 1) icke väldefinierade ägarrättigheter och 2) externaliteter. Dessutom behandlas subventioners effekt. En kort internationell överblick följs av en diskussion om äganderätter som ett sätt att lösa problemen i sektorn. Därefter behandlas ett speciellt exempel – laxen. Inkomster av nuvarande yrkesfiske efter lax jämförs med den intäkt en ökad laxstam skulle få för samhället. Avslutningsvis redovisas miljöjusterade nationalräkenskaper för fisk.

9.2.1 Ej väldefinierade ägarrättigheter

För att marknadsekonomin skall fungera effektivt förutsätts att en rad olika villkor uppfylls. Två orsaker till att dessa villkor inte uppfylls, vad gäller fisket, och som skall studeras närmare här, är kollektiva varor och att ägarrättigheterna inte är väldefinierade.

Avsaknaden av icke väldefinierade ägarrättigheter är ett av de centrala problemen vad gäller miljöekonomi i allmänhet och fiske-sektorn i synnerhet. Fiskaren äger visserligen sin fångst men ingen äger fiskresursen i vattnet.

Fisken i havet är ingens och allas egendom. Inte förrän fisken fångats blir någon ägare till den, och så länge fisken simmar fritt kommer det att finnas konkurrens om att fånga den bland fiskare. Den fisk som någon lämnar kvar i vattnet kommer inte med säkerhet att finnas kvar nästa dag, den kanske har tagits upp av någon annan under tiden. Av denna anledning finns det knappast några incitament för de enskilda fiskarna att avstå från en fångst i dag för att i en framtid kunna fånga större fångster då fisken/beståndet har vuxit sig större, ty då kan någon annan ha tagit upp denna fångst.

Risken, då ägarrättigheterna inte är väldefinierade, är att resursen överutnyttjas. Resurser som saknar pris eller har ett lägre pris än det som skulle uppstå på en marknad (t.ex. p.g.a. subventioner) tenderar att överutnyttjas. Då det gäller fiskeresursen finns inget

pris som avspeglar den eventuella knappheten i och risken för uttömning.

Andra exempel på områden där man kan se att avsaknaden av ägar rättigheter leder till ett överutnyttjande är; utsläpp av växthusgaser till luft vid förbränning av fossila bränslen, utsläpp av svavel till luft vid förbränning av olja samt buller från flygplatser och vägar.

Redan 1755 skrev Salvii i "Lärda Tidningar" följande:

Samfälle i åker, äng, skog och mark är just en Amma till ett lands fattigdom; ty så länge ingen vet eller råder om sitt, är hela hushållningen omskiftelig, som Månan, dock mera av- och tilltagande... Där grannar ligga samfalls i åker och äng, får åkern ofta ligga okörder, eller ock köres den i otid... Samfälle i skog och mark är lika, om icke mera skadligt. Här vill var och en nyttja gamla lagen: Ene skjuter, annan tar, have den i handom har.²⁰

Från 1945–95 har världens fiskefångster ökat nästan femfalt från mindre än 10 till över 80 miljoner ton per år. Samtidigt har de mest värdefulla fiskesorterna minskat vad gäller fångst och bestånd. Exempel på sådana arter är den nordatlantiska torsken, kaliforniska sardinen, lax från Fraser River, japanska sardinen, Nordsjösillen, m.fl.

För att nå en hållbar utveckling behöver uttaget av fisk minska. Detta kan ske genom tilldelning av fiskekvoter, dvs. ett administrativt styrmedel, som begränsar uttaget av fisk. Ett annat sätt är att införa landningsavgifter eller på annat sätt öka kostnaden för fisket. Ett tredje sätt är att införa överlåtbara fiskekvoter. Med individuella och överlåtbara fiskekvoter kommer naturresursrätten att tillfalla samhället om dessa auktioneras ut. Om de däremot delas ut enligt gamla registrerade fångster kommer naturresursrätten att tillfalla kollektivet av fiskare. Det finns för och nackdelar med båda förfaringssätten.

För att råda bot på risken för överfiskning har man i vissa länder, t.ex. Island och Nya Zeeland, infört fiskekvoter som är överlåtelsebara. På detta sätt är det möjligt att reglera det totala uttaget av fisk samtidigt som målet för kvotsystemet är klart definierat.

²⁰ Pihl, (1992).

9.2.2 Externa effekter

Orsaken till att det finns externa effekter är i princip avsaknaden av väldefinierade ägar rättigheter. Det finns flera typer av externa effekter som påverkar fiskresursen i havet. Några av de mest betydelsefulla, för svenska vatten, är övergödningen som främst beror på läckage av näringsämnen från jordbruket, våt- och torrdeposition från luften samt utsläpp av avloppsvatten. Andra betydelsefulla externaliteter är utsläpp av tungmetaller och polyklorerade kolväten samt flamskyddsmedel som samtliga anrikas i fisken vilken senare kan bli människoföda.

De externa effekterna från jordbruket består främst av läckage av näringsämnen från jordbruksmark. Dessa kan också påverka grundvattnet (kväve) och stora problem finns utomlands (främst Holland och Danmark). I Sverige finns begränsade problem i de jordbruksintensiva områdena.

Läckaget av näringsämnen till sjöar och vattendrag medför två slags problem beroende på de olika förutsättningarna i vattendragen. Vad gäller västkusten, sydkusten och centrala Östersjön är kväve den begränsande faktorn för ökad biologisk produktion. Detta innebär att ökat kväveläckage i dessa områden leder till en ökad biologisk produktion. I Bottenviken, Bottenhavet samt sjöar och övriga vattendrag med sötvatten är dock fosfor den begränsande faktorn och ett ökat läckage av detta näringsämne leder till en ökad biologisk produktion.

Ökad biologisk produktion, i sin tur, innebär att förutsättningar finns för ökade mängder alger. När algerna sedan dör faller de ned till botten och bryts ned. Vid nedbrytningen åtgår syre vilket, i varje fall i delar av Östersjön, är en knapp resurs varvid syrebrist ofta uppstår. Detta påverkar torskens reproduktionsförmåga och plattfiskens i mycket hög grad. På västkusten drabbas havskräftorna och andra stationära arter. Andra effekter av den ökade biologiska produktionen är att lågavkastande arter som mört, braxen, skarp-sill, glyskolja och tobis m.fl. gynnas på mer högavkastande arters bekostnad som t.ex. lax, havskräfta, hummer och rödspotta m.fl. Utöver detta ökar dessutom förekomsten av giftiga arter av alger som vid massförekomst kan döda fisk och andra djur. Vissa alger producerar också toxiska ämnen som ackumuleras i musslor eller djurplankton och som kan orsaka förgiftning.

Cirka hälften av kvävet kommer från jordbruksmark. Övrigt kväve kommer från avlopp, trafiken och diffusa källor (bl.a. deposition). Mycket av det kvävet härstammar från transporter men även stationära källor bidrar.

I vissa delar av Sverige är försurning av vattendrag ett stort problem. Detta gäller inlandsvatten och ej salt och brackvatten. Avsaknaden av kalkhaltig berggrund och ett samtidigt stort nedfall av svavel och försurande ämnen har inneburit att pH-värdena i många svenska sjöar har förändrats. För att hindra en fortsatt försurning har Naturvårdsverket under ett flertal år, genom ett speciellt anslag (194 miljoner år 2000), kunnat bekosta kalkning. I dag ingår cirka 7 500 sjöar och 12 000 kilometer vattendrag i kalkningsprogrammet. Detta innebär att nära 90 % av den försurade sjöytan kalkas i dag. De flesta sjöar som kalkas är ganska stora och därför är täckningen god. Däremot kan inte alla småsjöar kalkas; totalt finns drygt 17 000 försurade sjöar i landet.

Andra exempel på externaliteter som berör fisket är vattenkraftindustrin, utsläpp av kvicksilver (metylkvicksilver), organiska klorföreningar (DDT, PCB, dioxiner m.fl.), radioaktivt cesium samt flottrensingsföretag. Vattenkraftindustrins externaliteter utgörs bl.a. av de vandringshinder som blir följden av de dammar som uppförs. Utsläppen av dioxin sker t.ex. vid förbränning av sopor. Utsläpp av cesium kan främst härledas till Tjernobylyolyckan och tungmetaller kommer bl.a. från förbränningprocesser. Slutligen bör nämnas den flottledstrensning som har genomförts under de år då flottningen var aktuell i Sverige. Dessa ingrepp har inneburit sämre lekbottnar för lax vilket minskat reproduktionsförmågan hos laxstammarna.

9.2.3 Internationell överblick

Den brittiske filosofen Thomas Huxley argumenterade 1883 för att "all the great sea-fisheries are inexhaustible".²¹ Men mellan 1950 och 1989 har det internationella fisket ökat med en faktor fyra, från 22 miljoner ton till 90 miljoner ton. Sedan dess har uttaget stagnerat. FN har studerat 17 av det mest betydelsefulla fiskarterna och menar att de nu fiskas på eller över den långsiktiga uthållighetsnivån (carring capacity). Tretton av dessa fiskarter håller på att minska.²²

²¹ State of the World, (1999).

²² Brown, (1998).

En hypotes för att förklara överfiskningen är att denna egentligen beror på den stora variationen i fiskpopulationen och det därför är svårt att förutbestämma fiskpopulationens storlek. En annan förklaring är utvecklingen av nya fisketekniker som gör det möjligt att snabbt lokalisera och ta upp fisken. En tredje förklaring är skötseln av resursen, där bristen på regelverk och institutioner inte har kunnat hantera den fria tillgången till resursen.

En sekvens av bra år med stabila fångster innebär ofta ökade investeringar i fartyg och bearbetningsindustri. När sedan fiskproduktionen återgår till en mer normal nivå klagar industrin hos myndigheter som ofta svarar med subventioner för att rädda arbetstillfällena. Detta leder på längre sikt till en subventionerad verksamhet som överfiskar bestånden.

Den genomsnittliga konsumtionen i världen av animaliskt protein består till 16 % av fiskprotein och den genomsnittliga totala proteinintaget i världen består till 6 % av fiskprotein. Nära en miljard människor, mestadels i Asien, får i dag sitt proteinbehov till 30 % täckt via fiskprotein. Globala per capitakonsumtionen av fisk har ökat från 8 kilo till 15 kilo (1996). Samtidigt har andelen av den fångade fisken med lägre värdering ökat. Detta beror dels på att fisket sker på mindre (yngre) individer, dels på att andra lägre värderade fiskarter fiskas.

Den totala fångsten av fisk nådde "all time high" 1996 med totalt 120 miljoner ton (både odlad och vildfångad fisk). Men samtidigt har andelen av överexploaterade fiskarter ökat från i stort sett inga 1950 till 35 % 1996. Ytterligare 25 % är nära en fullständig utrotning. Mer än hälften av världens kustnära områden och 60 % av korallreven är hotade av mänsklig aktivitet, dvs. utveckling av kustområdena, föroreningar och överfiskning.²³

Det direkta fisket (förädlingsindustrin undantagen) ger sysselsättning till uppskattningsvis 200 miljoner människor.²⁴ Stora kvantiteter fisk kasseras då de inte har uppnått rätt storlek, inte har rätt kön eller art eller att fiskaren inte har rätt tillstånd för att fånga dem. Fisken dumpas då i havet och detta svinn beräknas av FAO uppgå till 20 miljoner ton eller 25 % av de årliga fångsterna.

De stora hoten mot världshaven – överfiskning, habitat försämringar, föroreningar, främmande arter och klimatförändringar är samtliga resultatet av mänskliga aktiviteter. Dessa hot kräver inte bara en bevarandestrategi för enskilda fiskarter utan också en stra-

²³ State of the World, (1999).

²⁴ Botsford m.fl., (1997).

tegi för att bevara hela ekosystem. Försök att identifiera ekosystemtjänster har också gjorts.²⁵

Under 1950- och -60 talet utvidgade många kustnationer sina fiskevatten till 200 nautiska mil från kusten. Detta ledde så småningom till FN:s konvention "Law of the Sea" (UNCLOS) som trädde i kraft då 60 länder skrivit under konventionen 1994. Innebörden av konventionen är att resurser inom ett avstånd på 200 nautiska mil från ett lands kust faller under det landets lagar.

Tack vare nya regler (t.ex. dubbla fartygsbottnar, förbättrad hantering av lasten) har mängden olja som släpps ut i haven minskat med 60 % sedan 1981 trots att mängderna som fraktas har ökat till det dubbla jämfört med 1981.

Internationella handelsregler kan komma att användas i större utsträckning än förut för att stötta en uthållig utveckling av den marina resursen. USA har restriktioner för import av fisk och produkter från vilda djur från länder som inte möter gällande minimikrav.

Den nuvarande exploateringen av fiskresursen i västländerna och den teknologiska intensiteten i fiskemetoderna har inneburit att fiske har blivit en mycket energi- och materialintensiv verksamhet. Hammer²⁶ hänvisar till en studie som gjorts i New Bedford, USA där relationen mellan protein och energiinsats har minskat från 0,18 till 0,028 under perioden 1968–1988. Detta förhållande indikerar att mängden fisk i vattenområdet har minskat.

9.2.4 Subventioner

Subventioner till nybyggnation av fiskefartyg och driften av dessa har inneburit artificiellt låga fångst- och investeringskostnader. Världens fisketonnage har ökat med 91 % mellan 1970 och 1992.²⁷

EU-länderna bedöms ha en 40 % överkapacitet i sin fiskeflotta och globalt sett finns en stor överkapacitet. Ungefär en tredjedel av EU:s fångster används till annat än människoföda. En stor del av denna överkapacitet beror på statliga fiskesubventioner.²⁸

I likhet med jordbrukspolitiken finns det en för medlemsstaterna i EU gemensam fiskepolitik, Common Fisheries Policy (CFP). Inom ramen för CFP regleras fisket av en mängd olika regler, in-

²⁵ Se t.ex. Holmlund & Hammer, (1999).

²⁶ Hammer, (1994).

²⁷ Hana, (1999).

²⁸ Konjunkturinstitutet, (1996).

klusive prissättningen på fisk. Den gemensamma fiskeripolitiken gäller yrkesfiske utanför kust, medan övrigt fiske regleras av nationella regler. Fångstkvoter för lax förhandlas inom ramen för Fiske- rikommissionen för Östersjön.

På gemenskapsnivå sköts fiskeristödet av fonden för fiskets utveckling (FFU) samt PESCA. På svensk nivå regleras stödet av förordningen (1994:1716) om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen. Stödet administreras av Fiskeristyrelsen.

EG:s mål för strukturpolitiken är att:

- bidra till att uppnå en varaktig balans mellan resurser och deras nyttjande,
- stärka utvecklingen av livskraftiga företag inom sektorn,
- förbättra marknadsutbudet och förädlingsvärdet för fiskets och vattenbrukets produkter.

Sveriges syfte med stödet till fiskerinäringen torde vara likartat. Direkta bidrag och kreditgarantier utgår till fiskare/fiskeriföretag som bygger nya fartyg eller moderniserar befintliga.

Direktstödet 1996 till svensk fiskerinäring uppgick enligt ESO-rapporten "Fisk och Fusk" till totalt 177,5 miljoner kronor, fördelat på strukturstöd 134,5 miljoner kronor, övrigt stöd 11,1 miljoner kronor och stöd via arbetslöshetskassan 32 miljoner kronor. I genomsnitt skulle detta motsvara 45 000 kronor per sysselsatt person eller 24 kronor per arbetstimme. Det totala stödet (inklusive administration och kontroll, utbildning och forskning) uppskattas till 423,5 miljoner kronor och det kan jämföras med det totala produktionsvärdet i näringen som var 1,1 miljard kronor.

Naturvårdsverket²⁹ menar att stödet i 1997 års statsbudget uppgick till sammanlagt 111 miljoner kronor och omfattar strukturstödet till fiskerinäringen. Till detta kommer lånegarantierna med en total ram på 70 miljoner kronor, varav 40 miljoner kronor är utnyttjade.

Dagens utsjöfiske kan leda till ett alltför stort och oselektivt uttag av fisk i förhållande till vad bestånden långsiktigt tål. Det är emellertid svårare att bedöma i vilken grad fiskerisubventionerna bidrar till denna utveckling. Riskerna finns att subventionerna också leder till att det mera småskaliga kustfisket får allt svårare att hävda sig. Detta skall ställas i relation till de mål och den måluppfyllelse som subventionerna är tänkta att ge.

²⁹ Naturvårdsverket, (1997).

9.2.5 Ägarrättigheter – en lösning?

Flera stater har försökt att hindra överfiskning, ofta har detta inneburit att man försökt införa restriktioner på "input-sidan" i fisket (antalet båtar, antal fiskare). Dessa restriktioner har ofta inte varit framgångsrika i sin strävan att minska fiskeansträngningen. Exempelvis kan storleksbegränsningen av fiskeflottan kringgås genom större fartyg, motorer och utrustning.

System för förvaltning av fiskeresursen som i stället definierar och allokerar rättigheten att fånga fisk skapar incitament för att maximera ekonomiska, biologiska och sociala värden. När fiskare äger rätten till att fånga en specificerad mängd fisk har de ett privat intresse att maximera dess ekonomiska värde och bevara dess biologiska status. Denna typ av tillgång brukar kallas individuellt överlåtbara kvoter (Individual Transferable Quota, ITQ).

Överlåtbara ägarrättigheter bygger på att man sätter ett absolut tak för hur mycket (i detta fall) fisk som bör få tas ut från ett område. Om varje rättighet utgör en andel av den totala tillgängliga mängden fisk, upp till det satta taket, kommer de individuella andelarna att kunna varieras på ett enkelt sätt från år till år. Dessa andelar kan säljas och hyras ut. Fördelningen av kvoter kan ske med en auktion, antingen en gång för alla eller en med jämna mellanrum återkommande, där rättigheterna gäller för en avgränsad period. Ett annat sätt är att dela ut rättigheterna gratis till dem som i dag bedriver fiske. Nackdelen med det senare systemet är att nytillkomna aktörer inte får del av den förmögenhetsöverföring som utdelandet av rättigheterna innebär för de aktörer som redan finns på marknaden. För en vidare diskussion av denna problematik, se SOU 2000:45 "Handla för att uppnå klimatmål".

Enligt OECD har överlåtbara kvoter för fisk införts i Australien (1984), Kanada (1984), Island (1976), Holland (1976), Portugal (1992), Nya Zeeland (1983), Storbritannien (1985) och USA (1990). I vissa av dessa länder gäller de överlåtbara kvoterna endast en enda art, i andra länder kan det röra sig om över 20 arter. De mest omtalade överlåtbara kvotsystemen finns i Island och Nya Zeeland.

I nedanstående tabell redovisas antalet arter som är föremål för en fiskepolitik där ITQ används. Fiskarna som omfattas av ITQ använder en rad olika fångstmetoder och bedriver såväl kustnära fiske som industrifiske.

Tabell 9.2.1. Användningen av överlåtbara kvoter (ITQ).

	Antalet arter/ grupper av arter
Australien	4
Kanada	14
Island	16
Nederländerna	4
Nya Zeeland	33
USA	4

Källa: OECD 1999

ITQ är rätten att fånga en avgränsad mängd fisk i ett specificerat område under en bestämd tidsperiod (normalt ett år). I de flesta länder skiljer man på ITQ, den ständiga rätten, och den kvot för årlig fångstmängd som den genererar (Annual Catch Entitlements, ACE). OECD är i sin rapport³⁰ kritisk till denna uppdelning och menar att i de fall ägarna till ITQ inte själva använder den årliga kvoten för att fiska, finns risk för suboptimering av resursen. De som hyr ITQ har inte samma långsiktiga intresse av att bevara resursen.

De som normalt handlar med ITQ och ACE är de enskilda båtägarna samt fiskeföretag. De behöver licenserna för att kunna utöva sin verksamhet och de har fått den initiala tilldelningen av kvoter. Ofta finns restriktioner vad gäller utländskt köp och ägande av fiskekvoterna. Det kan vara allt från totalförbud till att en viss del av fiskeföretaget skall vara nationellt ägt.

Det finns en stor skillnad mellan olika administrativa system för att hantera kvoterna och regler för hur handel får förekomma. Oftast sker handel mellan fiskarna varvid dessa rapporterar kvantitet, datum, köpare och säljare till en central myndighet. I Island bestämde alltinget 1998 att alla köp/försäljningar av kvoter skulle gå via en nationell kvotbörs.

OECD menar att den initiala fördelningen av kvoterna är ett av de svåraste problemen när systemet skall implementeras. Det finns ofta farhågor om minskade fångstmöjligheter, det kustnära fisket och koncentrerings av fiskekvoterna till några få aktörer. Ofta tar man till fiskekvoter när andra styrmedel misslyckats, när industrin är överkapitaliserad och området överfiskat – vid en samtidig

³⁰ OECD, (1999).

minskning av den totala fiskekvoten uppstår givetvis problem. För att ett kvotsystem skall fungera krävs att de parter som involveras stödjer systemet. Det enklaste sättet att få parterna att stödja systemet är då, menar OECD, att låta den initiala tilldelningen av kvoter ske till dem som är inne i systemet.

Införandet av överlåtbara fiskekvoter har minskat "race-to-fish" beteendet, dvs. att fiskarna under en kort tid fiskar upp sina kvoter för att därefter ligga stilla. Överkapitalisering i fiskeindustrin motverkas av det nya styrmedlet. Samtidigt verkar tendensen vara att antalet fiskebåtar och fiskare minskar och detta i första hand p.g.a. att säsongarbetena minskar och de helårsanställda ökar. OECD menar dock att det finns ett motstånd mot att använda ITQ, ty när dessa appliceras på en överkapitaliserad överfiskad marknad kommer de att leda till en rationalisering av fisket och ett bortfall av arbetstillfällen.

Introduktionen av överlåtbara fiskekvoter har stärkt intrycket bland fiskare att illegalt fiske är stöld från andra fiskare. I flera länder har detta lett till ökat samarbete mellan fiskarna och övervakningsmyndigheterna.

9.2.6 Östersjöfisket

Antal yrkesfiskare i saltsjöfisket (huvudsysselsättning), har i stort sett halverats, från ca 5 000 år 1970 till runt 2 600 år 1995. Samtidigt som antalet båtar i saltsjöfisket 1995 uppgick till mindre än en tredjedel av de ungefär 6 600 fiskebåtar som var aktiva i saltsjöfisket 1970. Yrkesfisket har således genomgått en kraftig strukturomvandling efter 1970.

I Östersjön har torsken varit en av de mest betydelsefulla fiskarna ur ekonomisk synvinkel. Torskens födointag består till 55 % av sill/strömring och skarpsill. Mellan 1980 och 1992 har biomassan av torsk i Östersjön minskat från över 800 000 ton till 80 000 ton beroende på överfiskning, miljöförstöring och naturliga förändringar. Det svenska fisket efter torsk uppgick år 1980 till 59 000 ton landad fångst och sjönk till 16 000 ton år 1993. Minskningen i torskbeståndet ledde till ett ökat beroende av sill/strömring och skarpsill hos fiskarna. Detta har i sin tur lett till en ökning av industrifisket efter sill/strömring och skarpsill där den landade fångsten oftast blir fiskmjöl. Fisket har förskjutits från högvärderade arter till lågavkastande arter längre ned i näringskedjan.³¹

³¹ Holmlund & Hammer, (1999).

Laxfångsten är i dag ungefär lika stor som i början av 1970-talet. 1998 uppgick laxfångsten (enligt preliminära siffror) till 498 ton lax. Toppåret 1985 var avkastningen på laxfisket ungefär 60 miljoner kronor i 1998 års priser, varefter avkastningen kontinuerligt har fallit och planat ut kring 10-miljonersnivån 1998. Noteras bör att laxfångsten var 200 ton högre 1990, men avkastningen var ungefär hälften av toppåret 1985. Således har ett relativt dramatiskt prisfall kombinerats med en ökning av utbudet. Under samma tidsperiod minskar, enligt Fiskeriverkets statistik, fångsten av i stort sett alla andra arter.

Stora årliga utsättningar av lax som kompensation för den lax som inte kan föröka sig på naturligt sätt p.g.a. kraftverksbyggen har lett till en lägre genetisk variation i laxpopulationen. Den kompensationsodlade laxen utgör nu ca 90 % av det totala laxbeståndet vilket kraftigt har påverkat den genetiska variationen.

Den vilda laxen i Östersjön benämns Östersjölax eller Baltisk lax (*Salmo Salar*). Dess livscykel är 6–8 år och varje älv har utvecklat sin genetiskt unika stam. Laxen lägger sin rom om hösten och de kläcks följande vår. Efter 1–4 år beger den sig ut mot havet och är då 11–18 cm stora, de kallas då för smolt. Laxen beger sig sedan till sitt tillväxtområde söder om Gotland där de oftast stannar 1–3 år innan de börjar sin vandring tillbaka. De kan då ha uppnått en vikt på runt 10 kilo. Födan är under denna tid främst skarpsill, strömming och sill.

Fisket efter Östersjölax är koncentrerat till havet där 69 % av fångsten tas, medan 21 % tas i kustfisket och 10 % i våra älvar (företträdesvis i mynningsfiske). Även om situationen har förbättrats något på senare år finns det fortfarande starka biologiska och ekonomiska skäl till att beskattningen av Östersjölaxen i högre grad bör ske i älvarna. De vilda laxpopulationerna hotas av det höga fisketrycket på blandbestånd (vild- och odlad lax) i Östersjön. Det höga fisketrycket har varit möjligt att bibehålla eftersom det i många vattendrag, som förlorat hela eller merparten av sin naturliga laxproduktion, kompensationsodlas laxsmolt för utsättningar.

Den svenska smoltutsättningen uppgår till ca 2,5 miljoner smolt per år och totalt sätts det ut ca 6 miljoner smolt per år i Östersjöområdet. Utsättningen av smolt har lett till att tillgången på lax fortfarande är god i Östersjön och fisket av lax har kunnat fortgå. Detta har fått till följd att även den naturligt producerade laxen, vilken utgör ca 10 % av den totala laxpopulationen, fångas och detta i sådana mängder att reproduktionen försvåras. Det vilda lekbeståndet blir minimalt och odlingarna har svårt att fånga avelsfisk.

Ett av de allvarligaste hoten, på senare tid, mot laxstammarna är sjukdomen M-74. Den innebär att dödligheten hos laxyngel stiger dramatiskt, upp till 98 %, och har inneburit att utsättningen av lax inte har kunnat ske i samma omfattning som tidigare. Det har helt enkelt inte funnits laxyngel att uppbringa.

9.2.7 Yrkesfiske och sportfiske – exemplet lax

Sportfiske är en mycket populär fritidssysselsättning. SCB (1995) uppger i sin undersökning att ca 3,1 miljoner svenskar fiskar någon gång per år. Sportfisket bedrivs i grova drag på två olika premisser, dels kortfiske, där fiskarna har direkta utlägg för fisket (fiskekort, biljetter till båtturer m.m.), dels som fritt fiske där inga direkta avgifter för fisket tas ut.

Det årliga värdet av fisket i Mörrumsån har uppskattats till 18–40 miljoner kronor per år.³² De 18 miljonerna inkluderar kostnader för fiskekort, övernattningar och resor. Under 1988 fångades 8 233 kg fisk vilket motsvarar ca 2 000 kronor per kilo (fritidens värde sätts till 0). Detta skulle enligt rapporten generera 28 årsarbeten. En liknande studie som genomfördes i Älvkarleby 1989 indikerar ett värde på ca 800 kronor per kilo fångad fisk.

Den totala omsättningen för det organiserade svenska sportfisket uppskattades uppgå till över 100 miljoner kronor per år.³³ I SCB (1995) uppskattas det totala värdet till 3,5–4 miljarder per år. Om kostnaden för båtar och fritidshus dras bort återstår ca 2 miljarder per år och den genomsnittliga dagsutgiften blir då ca 80 kronor/dag. I rapporten hävdas att betalningsviljan för fångad fisk är mycket hög, vad gäller laxfiske ofta över 1 000 kr/kg.

I norska undersökningar hävdas att fritidsfisket efter lax har ett rekreativvärde som är 10–15 gånger större än laxens köttvärde. Kanadensiska studier visar på värden mellan 3–20 gånger köttvärdet. I Skottland finns värden estimerade på ca 10 gånger köttvärdet.³⁴

Ett argument som ibland framhålls är att den lax som kläcks i norrlandsälvarna tillhör Norrland och dem som fiskar där. Laxens tillfälliga besök i Östersjön ger inte fiskarna där rätt att fånga dem. Detta argument är klassiskt när det gäller en resurs som fisk, till

³² Erlandson-Hammargren, (1991).

³³ Finn och Snellman, (1997).

³⁴ Weissglas, (1996).

vilken ägar rättigheten inte är definierad intill dess att den är uppfiskad.

En intäkt-kostnads kalkyl över yrkesfisket på lax³⁵ visar på kostnader för smolt utsättning 27 miljoner, forskningskostnader ca 5 miljoner vilket ger utgifter på ca 30–35 miljoner. På intäktssidan finns förädlingsvärdet 12 miljoner och en multiplikatoreffekt på 1,5 vilket ger 18 miljoner. Skatteintäkten beräknas till 50 % dvs. 9 miljoner kronor.

Totalt uppskattas det yrkesmässiga laxfisket ge upphov till 1 200 årsarbeten. 1995 rapporterades den totala fångsten vara ca 183 000 laxar varav yrkesfisket stod för ca 80 % och sportfisket 5 %. Därtill kommer eventuella mörkertal. En stor del av yrkesfiskets fångster består av fiskar som väger 2–2,5 kilo, vilket innebär att dessa fiskar har en stor tillväxtpotential. Ett bättre utnyttjande vore att låta dem växa till ca 5 kilo i storlek innan de fångas.

Värdet av det svenska yrkesfisket efter lax 1993 har uppskattats till ca 20 miljoner kronor per år och värdet av sportfisket i Mörrumsån var ca 40 miljoner kronor per år (1991) enligt en rapport.³⁶ Trollingsfisket i Hanöbukten uppskattas till ca 15 miljoner kronor per år och detta skapar ca 25 årsarbeten i området.

I en studie hävdas att företagen som specialiserat sig på fiske efter lax omsätter relativt små belopp.³⁷ Detta beror på att fångsterna är små per båt och att priserna på lax har sjunkit. Samtidigt menar man att det förekommer ett omfattande ”svartfiske” som inte rapporteras till myndigheterna. Priset på ”svartfiskad” lax är enligt rapporten ca 20 kr/kg. En stor del, vissa beräkningar säger 30 % eller mer, av den fångst som tas upp i Östersjön rapporteras inte.

9.2.8 En studie av laxpopulationen i svenska älvar³⁸

I en studie som gjorts för utredningens räkning undersöks vilka effekter olika begränsningar av laxfisket skulle få för laxpopulationen i svenska älvar. I analysen används en stokastisk modell (en modell som tar hänsyn till slumpmässig variation) som beskriver och illustrerar den påverkan olika nivåer och typer av fiskemortalitet kan ha på en population av vild Östersjölax. Modellen bygger på att överlevnaden i olika livsstadier multipliceras successivt så att

³⁵ Finn & Snellman, (1997).

³⁶ Carlsson & Erlandson-Hammargren, (1994).

³⁷ Finn & Snellman, (1997).

³⁸ Denna del bygger på Nordwall & Berglund, (2000).

antalet återvändande fiskar (lekfiskar) i nästa generation erhålls. Utgångspunkten för modellsimuleringen har varit att kombinationen ett högt fisketryck och sjukdomen M-74 utgör ett mycket starkt hot mot den vilda laxens existens. Fisketrycket mot den vilda laxen har varit möjligt att bibehålla eftersom det i många vattendrag, som förlorat hela eller merparten av sin naturliga laxproduktion, sker utsättning av laxsmolt.

Relationen mellan antalet lekande laxhonor och antalet vandringsfärdiga laxsmolt som produceras i en laxpopulation kan beskrivas med en rekryteringsfunktion. Denna kurva stiger till en början brant för att plana ut när antalet honor når högre nivåer. Anledningen till detta är att det finns ett begränsat antal territorier tillgängliga för laxyngel i ett vattendrag och att dessa successivt besätts vid ökande tätheter. Rekryteringen av ung fisk fortsätter inte att stiga utan planar ut vid högt antal lekfisk. Dödligheten för yngel ökar vid ökande individtäthet i en population vilket medför att den totala överlevnaden från ägg till smolt successivt minskar då antalet lekande honor ökar.

Detta samband har visat sig gälla för små vattendrag med atlantlax i Skottland och Kanada där man har en någorlunda god kännedom om hur många smolt som produceras i relation till antalet lekande honor. I de svenska stora älvarna blir det dock mest fråga om kvalificerade gissningar och ett antagande att dessa resultat också gäller generellt.

I modellen har simuleringar av laxpopulationen 50 gånger över 100 generationer skett varefter medelvärde för alla resultaten av varje iteration beräknas. Eftersom en generation för lax är 5–6 år är medelvärden resultat av simuleringar över 25–30 år (korttidseffekter) och 500–600 år (långtidseffekter).

Tre olika regleringsalternativ (förändringar i fiskemortalitet) har simulerats: 1) Stoppat svenskt havsfiske. 2) Stoppat svenskt havs- och kustfiske. 3) 50 % minskning av svenskt havs- och kustfiske. 4) Stopp för fiske i hela Östersjön (internationellt).

Resultatet av respektive simulering är att:

- Ett svenskt havsfiskestopp kan få till följd att laxpopulationerna ökar med i storleksordningen 50–60 %. Ökningen är koncentrerad till de stora, laxförande älvarna medan de mindre får bibehållen eller svagt minskande beståndsutveckling.
- Ett stopp för både svenskt havs- och kustfiske skulle få betydande konsekvenser för laxuppgången i de laxförande älvarna

med 7–8 gånger större uppvandring än den i dagsläget. Ökningen skulle vara stor i samtliga vattendrag.

Vid en 50-procentig neddragning av kust-, älv- och havsfisket skulle laxuppvandringen nästan tredubblas, med de största ökningarna i de stora älvarna.

Ett internationellt stopp för fiske i hela Östersjön skulle få enorma konsekvenser för uppgången av lax i de svenska vattendragen. Fiskestoppet skulle innebära upp till 30 gånger så mycket lax i dessa vattendrag jämfört med i dagsläget och uppgångar bara i Torne älv som motsvarar de svenska fångstkvoterna för hela Östersjön.

Simuleringsmodellen bygger på ett antal förenklade antaganden. I den fullständiga rapporten diskuteras några av de viktigaste parametrarna, nämligen: förändringar i medelvikt och könskvot, underskattning av smoltproduktionstak och betydelsen av tiden tillbringad i älv och hav.

Tillgängliga data från svenska älvar tyder på att det på kort sikt inte verkar finnas några negativa samband mellan fångster i sportfiske och kommersiellt fiske. Snarare verkar det som att goda år i det kommersiella fisket också ger goda fångster i älvarna. Goda laxår speglas alltså i båda fångsterna. Under senare år finns det möjligen en tendens till att fångsterna i älvarna ökat när totalfångsten minskat.

Modellresultaten visar att fiskemortaliteten har mycket stor betydelse för populationsutvecklingen hos östersjöfaxen. Dock tyder resultaten på att inskränkningar i fisket måste göras på flera platser samtidigt. Eftersom det totala fisketrycket på östersjöfax är stort har ensidiga stopp inom vissa områden mindre betydelse än samfälliga neddragningar. Både kust- och havsfisket måste reduceras för att stora effekter skall uppkomma på uppgångarna i laxälvarna. Laxfiskekvoterna i Östersjön regleras av den Baltiska fiskerikommissionen (IBSFC).

Ett viktigt mål som kommissionen har satt upp för den närmaste tioårsperioden är att produktionen av vild laxsmolt skall vara minst 50 % av den potentiella produktionen (smoltproduktionstaken i modellen) i varje vattendrag med vild lax. Därutöver att laxbestånd återetableras i vattendrag där vild laxproduktion förekommit. För att nå detta mål är det viktigt att verka för samfälliga neddragningar i havsfisket. Svenska vattendrag står för 60–70 % av produktionen av vild smolt i Östersjön medan det svenska egentliga havsfisket endast står för ca 30 % av fiskemortaliteten i södra Östersjön. Det

är också mycket sannolikt att även havsöringuppvandringen i älvarna skulle påverkas positivt vid regleringar av fisket, speciellt inskränkningar i kust- och mynningsfisket.

9.2.9 En samhällsekonomisk analys³⁹

Utredningen har specialstuderat samhällsekonomiska effekter av åtgärder som minskar det kommersiella svenska lax (saltsjö) fisket.

Syftet är att diskutera i sammanhanget relevanta kostnads- och intäktsposter, och göra en del enkla överslagsberäkningar. Det krävs omfattande empiriska undersökningar för att kunna göra en noggrann bedömning. De samhällsekonomiska aspekterna på sport- och sannolikt även yrkesfisket i Sverige, är inte noggrant utforskade i dagsläget. Därför uppstår osäkerhet i flera led av beräkningarna och studiens viktigaste bidrag är de principiella resonemang som förs, snarare än de kvantitativa skattningar som presenteras.

Utredningar om förutsättningar för rekreationsfiske har antytt betydande potentialer för fisketurismen. Denna potential skulle bli större om restriktioner på yrkesfisket på lax infördes. Samtidigt ger laxfisket inkomster och är en viktig inkomstkälla för vissa hushåll. Yrkesfisket ger också sysselsättning i områden som traditionellt sett har relativt svaga arbetsmarknader. Enligt SOU 1999:3 genererar varje yrkesfiskare mellan 1–1,5 sysselsatta på land. Totalt sett skapar yrkesfisket sysselsättning för bortemot 10 000 personer.

Tidigare redovisade bedömningar, visar på relativt höga värden av rekreationsfiske. De skiljer sig dock på flera punkter från den analys som presenteras nedan. Weissglas m.fl. (1996) analys kan tolkas som en skattning av sportlaxfiskets totala värde, medan syftet här är att diskutera effekter av förändringar/åtgärder som kan påverka sportfiskets omfattning.

Ett syfte med en samhällsekonomisk kalkyl är att försöka kvantifiera hur en politisk åtgärd (ett projekt) t.ex. en begränsning av havsfisket på lax påverkar individers ”nytta”. Den person som anser sig ”förlora” på åtgärden har i ekonomiska termer gjort en nyttoförlust; det omvända gäller en ”vinnare”. Exakt vilka individer som bör inkluderas i analysen är inte självklart, även om det i detta fall är naturligt att fokusera på yrkesfiskare och sportfiskare. Man kan dock utan vidare motivera en större urvalsgrupp, eftersom det är

³⁹ Denna del bygger på Kriström & Johansson, (2000).

troligt att vildlaxen förknippas med ett existensvärde även bland dem som inte fiskar över huvud taget.

Om ett projekt är litet i förhållande till ekonomins storlek, använder man oftast tillgängliga marknadspriser för att värdera samhällsekonomiska intäkter av t.ex. ökad/minskad produktion av en viss vara. Man kan då anta att åtgärden inte påverkar priser på några andra varor vilket förenklar den samhällsekonomiska kalkylen högst avsevärt.

De kostnadsminskningar som åstadkommes genom åtgärderna måste värderas utifrån resursernas värde i alternativ användning (skuggpriser). Om Sverige bestämmer sig för att förbjuda havsfiske efter lax innebär detta att en viss mängd fiskebåtar sannolikt ställs av. Om båtarna inte har någon alternativ användning i produktionen, är alternativkostnaden noll. I fallet med arbetslöshet i alternativfallet är skuggpriset på arbetskraft lägre än marknadslönen.

Till dessa resonemang om värderingen av kostnads- och intäktsposter bör också läggas skatter och subventioner. I denna analys kommer befintliga marknadspriser att utnyttjas, med motiveringen att dessa mäter vad olika aktörer är villiga att betala för att få en viss vara eller tjänst.

Till de viktigaste kompletteringarna av en privatekonomisk kalkyl hör externa effekter. I föreliggande fall kan t.ex. minskning av olika utsläpp betraktas som en pluspost i kalkylen, om ett "laxmatorium" innebär mindre bränsleförbrukning (givet att dessa externa effekter inte internaliserats bränslepriset). Man kan betrakta ett överuttag av fisk i termer av externaliteter. Varje enskild fiskare har ett incitament att fiska så länge som intäkterna täcker kostnaderna. Fiskaren tar dock ingen hänsyn till att han på så sätt påverkar andra fiskares möjligheter till fångst, vilket är en typ av externalitet i produktionen.

Låt oss betrakta projektet "stoppat svenskt havsfiske efter lax" med utgångspunkt i att två grupper av befolkningen påverkas, yrkesfiskare och sportfiskare. Projektet innebär med denna begränsning att ett vinstbortfall för yrkesfiskarna skall jämföras med en välfärdsvinst av ett förbättrat sportfiske.

Vissa bedömningar pekar på att nuvarande fisketryck innebär att vildlaxen försvinner. Ett svenskt havsfiskestopp skulle alltså förhindra en framtida beståndskollaps. Om vildlaxen slås ut är det relevant att inkludera existensvärden i analysen. Det finns sannolikt många svenskar som är villiga att betala för att bevara en svensk vildlaxstam, även om de inte är sportfiskare. Ett alternativt status quo innebär att vildlaxen inte slås ut och yrkesfisket kan fortsätta

utan risk för beståndens framtida överlevnad. Detta kan tänkas ske genom förändrade fiskemetoder, eller genom andra kompenserande åtgärder. I detta fall beräknas värdet av en förbättring av sportfisket efter lax; existensvärden är inte lika relevanta i ett sådant scenario.

Om varje svensk har en betalningsvilja för att bevara den svenska vildlaxen som överstiger 1 kr är ett scenario med fortsatt yrkesfiske, som leder till beståndskollaps, inte samhällsekonomiskt motiverat. Anledningen är att den sammanlagda ”nyttan” (1 kr multiplicerat med antalet svenskar) av att bevara laxen överstiger inkomstförlusterna från yrkesfisket.

Vinsten av laxfiske är definierad som intäkter minus rörliga kostnader (t.ex. bränslen, arbetskraft, etc.) och fasta kostnader (t.ex. kapitalkostnader). För företagets del antas att det försöker maximera vinsten av fisket, givet gällande restriktioner och befintliga marknadspriser.

Ett ”laxmoratorium” innebär att yrkesfiskaren går miste om intäkter motsvarande värdet av fångad lax, men slipper å andra sidan de rörliga kostnaderna. De fasta kostnaderna måste betalas av yrkesfiskaren oavsett vad som händer med laxfisket (på kort sikt). Från ett samhällsekonomiskt perspektiv är de kostnaderna oundvikliga vare sig man inför ett laxmoratorium eller ej. Projektet innebär att resurser med ett värde som är lika med löner plus rörliga kostnader frigörs för andra användningsområden i ekonomin. Förutsättningen är att friställda yrkesfiskare kan få ett annat jobb och att övriga insatsvaror kan användas i ekonomin till rådande marknadspriser.

Om yrkeslaxfisket förbjuds, blir bidraget till nationalprodukten från just den sektorn lika med noll, och därmed minskar den konventionellt mätta nationalprodukten, så länge som förädlingsvärdet är positivt i utgångsläget. Notera att man inte behöver inkludera några spridningseffekter i analysen. Det faktum att efterfrågan på diesel och andra insatsvaror minskar och kan drabba säljare av vissa produkter behöver inte inkluderas i kalkylen, om antagandet görs att marknaderna fungerar bra och man bortser från fördelningseffekter.

Enligt fiskeriverkets data för 1998 är det totala produktionsvärdet i saltsjöfisket 1 045 Mkr, varav laxfisket bidrar med 10,8 Mkr, eller ca 1 %. Fångsten 1998 i saltsjöfisket uppgick till 498 ton lax, och ger därmed ett värde om ca 22 kr per kilo lax brutto. Detta ger ett förädlingsvärde i saltsjöfisket om ungefär 600–700 Mkr. Om laxfiskets andel av förädlingsvärdet antas vara proportionellt mot avkastningen, fås således en skattning av förädlingsvärdet om ca 6–

7 Mkr. En grov skattning av den direkta kostnaden för ett laxmotorium skulle därmed ligga i intervallet 6–10 Mkr per år, där den lägre siffran baseras på antagandet att alla berörda fiskare blir arbetslösa och att reservationslönen är mycket låg; den högre siffran är bruttovärdet av landad fisk. Om denna kostnad är konstant för all framtid, är nuvärdet 120–200 Mkr med 5 % diskonteringsränta.

Värdet av förbättrade laxfångstmöjligheter i sportfisket i Sverige har skattats i ett flertal undersökningar. Det är inte ovanligt i debatten att det framförs argument av typen ”sportfiskaren är villig att betala 80 gånger mer för sin lax jämfört med yrkesfiskaren”. Denna siffra är inte intressant om det marginella värdet av förbättringarna för sportfiskarna skall approximeras. Detta kan illustreras med ett exempel. Den som tittar på OS kan åtnjuta stora mängder sport i de konventionella kanalerna, men också skaffa sig en särskild prenumeration som utökar antalet timmar. Analogt med sportlaxfisket kan man tänka oss att fråga individen om hur mycket han är villig att betala för att se på OS över huvud taget, och låt oss säga att denna siffra är 100 kr per timme i de konventionella kanalerna. Värdet av att se en timme till är då med all sannolikhet lägre än 100 kr.

Värdet på marginalen av ökad tillgång på lax för sportfiske är säkerligen betydligt lägre än de siffror som refereras i Weissglas m.fl. (1996). Tyvärr finns i dagsläget inga svenska studier som ingående studerat marginella rekreationsvärden. Ett antal amerikanska studier visar på rekreationsvärden för laxfiske i storleksordningen 2–13 USD per dag.⁴⁰ I en översikt kring rekreationsvärden förknippade med skogen ges ett värde om ungefär 200 kr/dag i genomsnitt.⁴¹

Låt oss återvända till det scenario som målas upp i den tidigare redovisade modellen för populationsutvecklingen för lax. ”Ett ensidigt svenskt havsfiskestopp skulle leda till 50–60 procentiga ökning av uppgången av lax i våra älvar. Ökningarna skulle koncentreras till de stora älvarna. Troligen skulle ökningen bli två- till trefaldig eftersom medelvikterna och smoltproduktionstaken i de laxförande älvarna skulle förändras.”

Status quo innebär att vildlaxen slås ut, och i detta fall utgörs intäktssidan i kalkylen av det totala värdet av sportlaxfiske. Projekt 1–4 ovan innebär ju att ”sportlaxfisket räddas”. Ett annat alternativ är, som tidigare noterats, att betrakta projekt 1–4 som marginella förbättringar av dagens fiske.

⁴⁰ Morey m.fl. (1993), s. 580.

⁴¹ Wibe, (1994).

Enligt beräkningar som gjorts är antalet aktiva laxfiskare i dag mellan 10 000 och 25 000. Samtidigt är det känt från andra undersökningar att exempelvis Byskeälvens fiskevårdsområde (fvo.) har 1 254 besökare fördelat på 10 616 dagar.⁴² Det skulle innebära omkring 10 fiskedagar per aktiv laxfiskare. Om denna siffra är representativ ger det grovt räknat 100 000–250 000 laxfiskedagar per år, räknat på antalet aktiva laxfiskare i Sverige. I ”Fiske 2000”, som baseras på en stor enkätundersökning, anges det totala antalet fiskedagar till ca 35,5 miljoner och antalet fritidsfiskare till 2,3 miljoner. På aggregerad nivå motsvarar detta således runt 17 fiskedagar per fritidsfiskare. Dessa siffror innebär 170–250 tusen fiskedagar. Detta ger totalt ett samhällsekonomiskt nettovärde i storleksordningen 11–46 miljoner kronor i konsumentöverskott för laxfiske.

Om rekreativvärdena skall bedömas tillkommer åtminstone två osäkerheter. För det första kan ett förbättrat laxfiske innebära ett ökat antal fiskedagar. För det andra ökar medelvikten av lax. Det finns inga tillgängliga data som medger några mer precisa skattningar. I stället används data från Byskeälvens fvo vilket indikerar att antalet besökare skulle öka med ca 25%. Om det antas att denna ökning av antalet fiskedagar är representativ för alla älvar blir konsekvensen att sportfiskevärdet *ökar* med 2–12 miljoner kr.. En grov uppskattning av rekreativvärdet av ett havsfiskestopp blir därmed 13–58 Mkr (om vildlaxen slås ut i alternativfallet). Ytterligare en aspekt är att projektet sannolikt leder till högre betalningsvilja per fiskedag till följd av att medelvikten på lax ökar. Det betyder att den värdeökning som beräknats endast utifrån en ökning av antalet fiskedagar förmodligen underskattar det sanna värdet.

Tidigare har argumenterats för att inkludera hela den svenska befolkningen i den samhällsekonomiska kalkylen, därför att det säkert finns de som är villiga att betala för att bevara en vildlaxstam, även om de inte ägnar sig åt sportfiske. Om den lägre siffran för bevarandevärdet i Fredmans (1995) studie av vitryggig hackspett (5 kr/person) används som en grov uppskattning, täcker detta utan vidare hela förädlingsvärdet i yrkeslaxfisket.

Det marginella värdet, vilket är det mest intressanta i sammanhanget, kan skattas till 11–35 miljoner kronor, beroende på om man använder siffror för Byskeälven eller genomsnittssiffror för riket, vad gäller utgifter.

Den enkätundersökning som genomfördes inom ramen för Weissglas studie ger en intressant möjlighet att jämföra marginella

⁴² Paulrud, (2000).

och totala värden. En betalningsviljefråga gällde hur mycket man vill betala för ett fiskekort under rådande fångstmöjligheter. Svaren varierar mellan 59, 201 och 458 kr, beroende på om det gäller ett dygns-, vecko- eller årskort. Detta skulle kunna tolkas som den totala betalningsviljan (per fiskedag) för att bevara dagens situation i Byske älv, även om det inte är helt klart hur beloppen skall tolkas. Motsvarande betalningsvilja för en förbättring till en situation motsvarande "de goda norska älvarna" är 126, 433 och 1 119 kronor. Genom att beräkna skillnaden mellan dessa belopp fås en skattning av betalningsviljan för en förbättring av dagens situation till den som motsvarar "de goda norska älvarna". Det ger således 67, 232 respektive 661 kr i "marginell" betalningsvilja, beroende på om fiskekortet gäller en dag, en vecka eller ett år. Om antalet laxsportfiskare antas vara mellan 10–25 000 och att Byskeälven kan betraktas som representativ, fås ett marginellt värde (via årskorten) om 6,6–16,5 miljoner kronor.

Sammanfattningsvis kan nettovärdet av laxsportfisket i dag ligga i intervallet 10–50 Mkr. Värdet för sportfisket av att lägga restriktioner på yrkesfisket i havet beror på vad som händer med vildlaxen i alternativfallet. Om restriktionerna på yrkesfisket är nödvändiga för att rädda vildlaxen kommer bevarandevärden (existensvärden) att vara viktiga i den samhällsekonomiska analysen. Grovt räknat kan det räcka med en betalningsvilja motsvarande några kronor per svensk och år för att ett sådant projekt skall vara lönsamt, sett ur ett effektivitetsperspektiv. Om restriktioner på yrkesfisket i stället betraktas endast i termer av en förbättring av befintligt laxsportfiske, ger beräkningsmodellen ett värde av förbättringen om 3–11 Mkr och slutsatsen blir mer osäker (jämför yrkesfiskets förädlingsvärde om 6–7 Mkr).

9.2.10 Miljöjusterade nationalräkenskaper⁴³

I det följande beskrivs *dels* miljöjusterade räkenskaper för fiske-sektorn, *dels* hur fisket påverkas av miljöeffekter (utsläpp) från annan produktion och behandlar miljöräkenskaper för svavel och kväve.

Vattenförsurningen förorsakas inte av nedfall på själva vattenytan av svavel utan av den omgivande markens surhet. Vattenlevande arter påverkas beroende av sin försurningskänslighet och detta påverkar sedan andra djur högre upp i näringskedjan. En art

⁴³ Avsnittet bygger på Konjunkturinstitutet (1996), (1998).

kan gynnas relativt andra arter då pH-värdet i vattnet sjunker, men på sikt missgynnas samtliga arter. Vattenförsurningen påverkar främst sötvatten och ej havet längs Sveriges kuster.

Övergödningen är beroende av fosfor- och kvävetillförseln (N) till vattnet och drabbar såväl salt- som sötvatten. Gödning har en positiv effekt på biomasstillväxten i alla ekosystem, upp till en viss gräns. Ändrade näringsförhållanden ändrar konkurrensförhållandena mellan arterna i det gödda ekosystemet. Det är således inte säkert att det man vill skall växa gynnas av gödningen.

Miljöjusterade fiskeräkenskaper

För att beräkna miljöjusterade nationalräkenskaper används värderingar av miljöskador och undvikandekostnader, vilka dras ifrån branschens förädlingsvärde. Summan av de justerade förädlingsvärdena kallas en grön nettonationalprodukt (grön NNP). Innebörden av detta begrepp är att man internaliserar produktionens externaliteter. Det innebär att branschens förädlingsvärde minskas med värdet av de skador som dess produktion åsamkar samhället i dag. En tillväxt som på detta sätt sliter på miljön skulle därmed inte kunna betraktas som en tillväxt.

Beroende på vilken metod som används för att beräkna kostnaderna fås olika värdering av utsläppen, detta illustreras i tabellen nedan för fisket år 1991.

Tabell 9.2.2. Värdet av fiskets externaliteter samt fysiska mått.

Fysiska mått, utsläpp i (kton)	SO ₂	0,1
	NO _x	4,7
	NH ₃	0,0
	N	0,9
Betalningsviljestudier (Mkr)	Försurning	450
	Övergödning	450
	Summa	900
Hypotetiskt produktionsbortfall (Mkr)	Försurning	16
	Övergödning	80
	Summa	96

N = N till vatten. NH₃ = ammoniak.

Källa: Konjunkturinstitutet 1998, tabellerna A, E, F samt 7.

De summor som skall dras från förädlingsvärdet är den andel av skadekostnaden som sektorerna själva ger upphov till. Kostnader som orsakas av utsläpp som härstammar från utlandet skall ej ingå. Förädlingsvärdet för fiskesektorn uppskattades till 1 miljard kronor och externaliteterna som sektorn själv ger upphov till uppskattas till 200 ($900 \cdot 0,21$) miljoner kronor respektive 61 ($96 \cdot 0,63$) miljoner kronor beroende på vilken metod som används. Värdena 0,21 samt 0,63 är den andel som beror av svensk produktion.

Miljörelaterade inkomstbortfall

Exemplet som först presenteras avser försurning. Det syftar till att utifrån kännedom om faktiska fångstnivåer, försurningens geografiska utbredning och dess förmodade påverkan på olika fiskarter, uppskatta den skada som försurningen förorsakar i form av inkomstbortfall för fritidsfiskarna. Resonemanget grundar sig på att bestånden av vissa försurningskänsliga arter har minskat i de områden som drabbats av försurningen. I beräkningarna används de registrerade kvantiteterna, medan priset per kilo för fisken är det som yrkesfiskarna möter.

Tabell 9.2.3. Uppskattat inkomstbortfall i fritidsfisket p.g.a. försurning om kalkning ej hade skett (kton och Tkr).

	Laxfisk	Rovfisk	Karpfisk	Skaldjur	Totalt
Fångst (kton)	8 000	18 000	2 300	2 50	28 550
Försurningens omfattning (kton)	9%=> 790	11%=> 2 250	9%=> 225	10%=> 28	
Försurningens skadeverkan (kton)	$790 \cdot 0,75 = 590$	$2\,250 \cdot 0,6 = 1\,350$	$225 \cdot 0,8 = 180$	$28 \cdot 0,85 = 24$	
Inkomstbortfall (Tkr)	$590 \cdot 25 \text{kr/kg} = 15\,000$	$1\,350 \cdot 10 \text{kr/kg} = 13\,500$	$180 \cdot 5 \text{kr/kg} = 900$	$24 \cdot 100 \text{kr/kg} = 2\,400$	31 800

Försurningen orsakar i detta räkneexempel fritidsfiskarna en skada som värderas till ca 32 miljoner kronor per år p.g.a. en produktivtetsminskning i ca 10 % av det svenska sötvattnekosystemet. Med tanke på att ungefär 30 % av de försurade sjöarna kalkas räddas kanske hälften av den försurningshotade fisken. Det faktiska bortfallet blir därför uppskattningsvis 15 miljoner kronor.

Övergödning har främst drabbat Östersjön och delar av Kattegatt medan endast någon procent av sötvattenarealen är kraftigt övergödd. Skadan som övergödningen medför beräknas utifrån att 10 % av de svenska kustvattnen anses kraftigt övergödda och skadenivån uppskattas till mellan 50 och 80 %, beroende på respektive fiskarts känslighet. För yrkesfisket estimerades inkomstbortfallet till 56 miljoner kronor per år och för fritidsfisket till 24 miljoner kronor per år.

Tabell 9.2.4. Uppskattat inkomstbortfall i yrkesfisket p.g.a. övergödningen. Baserat på fångststatistiken 1995, kton och tkr.

Fiskeslag & landat värde	Eutrofieringens omfattning i %, bortfalls-hotade kton	Eutrofieringens skadeverkan i %, bortfall i kton	Inkomstbortfall tkr
Foderfisk: 183 000	10%=20 330	20 330*0,6=	12 200
Sill: 126 000	10%=14 000	14 000*0,6=	8 400
Torsk: 250 000	10%=27 780	27 780*0,7=	19 450
Rödspätta: 9 600	10%=1 070	1 070*0,7=	750
Havskräfta: 5 400	10%=600	600*0,8=	480
Skarpsill: 8 100	10%=900	900*0,6=	540
Övr.havsfisk: 254 000	10%=28 220	28 220*0,5=	14 110
Sötvattenfisk: 42 000	0,8%=340	3 400*0,65=	220
Summa			55 950

Därtill skall lägga sportfisket. I beräkningarna finns endast den fisk med som fångas i havet.

Tabell 9.2.5. Fritidsfiskebortfall p.g.a. övergödning i havet, ton och tkr.

Fiskslag och fångst i ton	Eutrofieringens omfattning i %, bortfallshotade	Eutrofieringens skadeverkningar i %, bortfall ton	Inkomstbortfall tkr
Laxfiske: 6 200	10%=690	690*0,5=345	345*26kr/kg=8 970
Torsk: 8 800	10%=980	980*0,7=685	685*9kr/kg=6 165
Sill, strömming, makrill: 6 000	10%=665	665*0,6=400	400*2,3kr/kg=1 000
Övr. fisk: 27 000	10%=3 000	3 000*0,5=1500	1 500*5kr/kg=7 500
Summa			23 635

Enligt dessa grova uppskattningar skulle en fortsatt övergödning på dessa nivåer bidra till ett inkomstbortfall för det svenska fisket motsvarande 80 miljoner kronor per år.

10 Mål och styrmedel för resurshushållning

10.1 Kapitlets innehåll och uppläggning

Redogörelsen i de föregående kapitlen har haft som huvudsyfte att beskriva anpassningsmekanismer, effektivitets- och fördelningsproblem i hushållningen med naturresurser och miljö. Den har belyst tendenserna till ökad resursanvändning, nationellt och globalt, och den ökande belastningen på miljön. Till stor del har diskussionen varit inriktad på de brister i marknadsekonomins funktionssätt, som förhindrar effektiv resursanvändning och utgör ett hot mot hållbar utveckling.

Under de senaste årtiondena har man i många länder blivit alltmer medveten om dessa hushållningsproblem, vilket lett till att en aktiv miljöpolitik utvecklats, till viss del också i internationell samverkan. I Sverige har miljöpolitiken byggts upp i huvudsak under de senaste 30–35 åren. Detta kapitel är främst avsett att ge en systematisk genomgång av svensk miljöpolitik.

Som bakgrund till den genomgången förs, i avsnitten 10.2 och 10.3, en översiktlig och principiellt inriktad diskussion rörande dels motiven för statliga ingripanden i hushållningen med naturresurser och miljö, dels valet av styrmedel för sådan politik. Framställningen anknyter till den inledande diskussionen av dessa frågor i betänkandets kapitel 2.

Redogörelsen för svensk miljöpolitik i avsnitt 10.4 innehåller – förutom en genomgång av olika styrmedel – också kortfattade referat av resultaten från tillgängliga utvärderingar av medlens effekter. Avsnittet avslutas med en kort redovisning av internationella åtaganden på det miljöpolitiska området.

Det finns anledning understryka att utredningen inte sett som sin uppgift att göra en utförlig och i någon mening uttömmande analys och granskning av miljöpolitiken. Som förut framhållits är

resurseffektivitetsutredningen bara en av många utredningar med uppgift att belysa svensk miljöpolitik ur olika aspekter. Då det gäller ingående analyser av de viktiga frågorna rörande ekonomiska styrmedels utformning och effekter finns exempelvis skäl att hänvisa till betänkanden från Skatteväxlingskommittén och Utredningen om möjligheterna att utnyttja Kyotoprotokollets flexibla mekanismer i Sverige.

Två delområden kommer emellertid här att behandlas något mer utförligt och i särskilda avsnitt. Kretsloppspolitik, dvs. åtgärder inriktade på återvinning och återanvändning av material, diskuteras i avsnitt 10.5. Kapitlets avslutande avsnitt, 10.6, innehåller en diskussion av så kallade miljöskadliga subventioner, eller mer allmänt av icke avsedda bieffekter på miljön av åtgärder inom andra politikområden. Det finns i det sammanhanget också anledning att uppmärksamma icke avsedda effekter i andra riktningen, till exempel inverkan av miljöpolitik på möjligheten att uppfylla regional- och näringspolitiska mål (jfr. diskussionen av den så kallade emigrationshypotesen i kapitel 4).

10.2 Motiven för statliga ingripanden

Skäl för och emot särskilda statliga åtgärder med syfte att påskynda resurseffektivisering kommer i det följande att diskuteras med utgångspunkt i de grundläggande målen för hushållning med resurser på nationell och global nivå. Det handlar då om mål för dels *effektiv användning* av de tillgängliga resurserna, dels *rättvis fördelning*, inom och mellan generationer. Kravet på hållbar utveckling kan ses som ett sätt att tydliggöra dessa grundläggande mål.

När det gäller effektivitetsmålet har motivet för statliga ingripanden att göra med brister i de mekanismer och anpassningsprocesser, som i en marknadsekonomi styr användningen av råvaror och andra resurser/produktionsfaktorer. Som har framhållits i problemanalysen i del 1 av betänkandet är dessa marknadsbrister i huvudsak av två slag:

- Externa effekter, som sammanhänger med frånvaron av definierade rättigheter i fråga om utnyttjande av viktiga resurser, som t.ex. luft, vatten, mark samt fiskbestånd och andra biologiska resurser.

- Ofullständig kunskap och information om konsekvenserna av olika handlingsalternativ, inte minst då det gäller miljöeffekter och inverkan på framtida produktionsbetingelser och levnadsförhållanden.

Det kan knappast ifrågasättas att allvarliga marknadsbrister av dessa slag förekommer, och att de ger starka skäl för statlig politik med syfte att påverka resursanvändningen. Frågan för denna utredning gäller främst valet av medel för att hantera problemen, och särskilt värdet av åtgärder specifikt inriktade på resurseffektivisering. Den frågan bör belysas mot bakgrund av den nuvarande politiken på området. Den svenska naturresurs- och miljöpolitikens innehåll och inriktning skall behandlas i avsnitten 10.4–10.6 nedan. Utredningens överväganden och slutsatser om behovet av effektiviseringsmål och av politik inriktad på resurseffektivisering redovisas i nästa kapitel.

Frågan om rättvis fördelning mellan nutida och framtida generationer har nära samband med (och är delvis svår att särskilja från) de effektivitetsproblem som berörts ovan. Det finns skilda meningar om i vad mån marknadsmekanismerna ”löser” problemet med fördelning mellan generationer. En huvudfråga gäller bedömning och värdering av risker. Resurshushållningen i dagens marknadsekonomi baseras i hög grad på förväntningar om att framtida knapphet på vissa resurser kan hanteras genom att höjda priser då driver fram nya alternativ/substitut genom teknisk utveckling. Skillnader mellan marknadsaktörernas och samhällets riskvärdering kan – lika väl som skillnader i tidspreferens – ge motiv för statliga ingrepp i hushållningen med naturresurser.

Med de grundläggande målen som utgångspunkt kan kvantitativa och mätbara mål eller normer för nationell eller mellanstatlig politik läggas fast. Exempel på sådana mål på det stabiliseringspolitiska området är mål för sysselsättningsnivå, inflationstakt, bytesbalans och budgetsaldo. Liknande mål förekommer inom exempelvis regional- och transportpolitik, t.ex. minimikrav för tillgänglighet till olika slags tjänster eller maximinivåer för svåra trafikolyckor. I teori för ekonomisk politik brukar man här tala om *intermediära mål* för olika politikområden.

En motsvarighet på miljöområdet till detta slags stegvis målformulering utgör de miljökvalitetsnormer som ställts upp i anslutning till miljöbalkens 15 mål (se vidare avsnitt 10.4.2 nedan). Med miljökvalitetsnormerna som utgångspunkt kan maximinivåer

för olika slags emissioner läggas fast. De internationellt bestämda normerna för utsläpp av koldioxid och andra växthusgaser är ett av flera exempel. I en del fall bryts dessa mål ned till lägre nivåer, så att de avser t.ex. resursanvändning eller utsläpp i bestämda sektorer eller typer av produktionsprocesser.

Den följande diskussionen handlar i huvudsak om formulering av kvantitativa, mätbara mål inom naturresurs- och miljöpolitiken och om valet av styrmedel för att uppnå sådana mål. Med termen intermediära mål avses *kvantitets- eller utsläppsnormer*.

Begreppet hållbar utveckling i ett globalt perspektiv innefattar också krav på utjämning av välfärdsfördelningen *inom* samma generation, mellan rika och fattiga. Här bör först konstateras, att marknadsmekanismer och prisbildning inte kan lösa detta fördelningsproblem – statlig/mellanstatlig omfördelningspolitik är nödvändig. Den fråga som bör besvaras här gäller i stället om politik, inriktad på användningen av en bestämd kategori resurser, är ett verkningsfullt medel för att åstadkomma sådan utjämning. Utredningens uppfattning är att så inte är fallet. Fördelningspolitik, inom och mellan länder, bör i största möjliga utsträckning ske genom generell utjämning av fördelningen av inkomster/konsumtionsmöjligheter och förmögenhet (och genom att avskaffa exempelvis handelshinder som nu hämmar fattiga länders utveckling). De berörda hushållen eller nationerna bör själva bestämma hur de vill använda omfördelade konsumtionsmöjligheter. Det finns inget som säger att befolkningen i alla länder måste välja samma fördelning mellan ”miljökonsumtion” och annan konsumtion.

Externa effekter, ofullständig information och kunskap eller andra brister i marknadshushållningens funktionssätt kan motivera statlig politik ägnad att påverka konsumtionsinriktning och resurshushållning. Åtgärder som begränsar industriländernas råvaru-användning ökar troligen behovet av inkomstomfördelning till fattiga länder, eftersom ekonomin i många av dessa länder är starkt beroende av råvaruexport. Det ingår emellertid inte i utredningens uppdrag att närmare diskutera politik för inomgenerationell inkomstomfördelning. De överväganden beträffande styrmedel, som redovisas i nästa kapitel, är därför inriktade på uppfyllande av mål som gäller samhällsekonomiskt effektiv resursanvändning.

10.3 Valet av styrmedel

Det finns här anledning att först peka på några allmänna principer för ett ändamålsenligt val av åtgärder. En huvudregel vid val mellan olika slags styrmedel är att medlet i görligaste mån bör riktas direkt mot det problem man vill lösa eller mildra. Då politiken är avsedd att uppfylla flera mål, och hantera flera slags effektivitets- och fördelningsproblem, behöver den innehålla flera olika styrmedel. I praktiken blir det också oftast fråga om en avvägning, där högre grad av måluppfyllelse på ett område uppnås på bekostnad av andra mål.

När det gäller fördelningspolitik, dvs. omfördelning av konsumtionsmöjligheter inom och mellan länder, bör omfördelningen ske på ett sätt som så litet som möjligt ingriper i möjligheten för de berörda hushållen eller länderna att själva välja hur de vill utnyttja sina inkomster/resurser. Åtgärder bör ha generellt inkomstomfördelande karaktär och inte knytas till användning av speciella resurser.

Delvis likartade principer bör gälla när det gäller politik avsedd att motverka resursuttömning och miljöpåverkan, liksom andra brister i marknadernas hantering av resurshushållningen. I dessa fall aktualiseras användning av tre huvudkategorier av statliga styrmedel:

1. Prispåverkande åtgärder såsom skatter och avgifter eller subventioner samt olika slags pant- och premiesystem.
2. Reglering av marknadens organisation, lagregler och fördelning av rättigheter. Till denna kategori hör bl.a. kvantitativa begränsningar av resursanvändning eller utsläpp liksom regler för utformning av industrianläggningar och produktionsmetoder och myndigheters tillsyn av reglernas tillämpning. Också system med överlåtbara rättigheter, t.ex. utsläppsrätter och återvinningsbevis, kan räknas hit, men deras funktionssätt ligger nära de prispåverkande medlens.
3. Statliga resursinsatser, för investeringar i infrastruktur eller för forskning, utbildning och informationsspridning.

Valet av styrmedel måste givetvis bestämmas med utgångspunkt i *dels* de grundläggande effektivitets- och fördelningsmålen, *dels* karaktären hos de marknadsbrister och fördelningsproblem som motiverar statliga ingripanden.

För externa effekter eller frånvaro av nyttjanderätter innebär detta att någon form av *internalisering* är den åtgärdstyp som i första hand bör övervägas. Internalisering kan innebära antingen att någon form av rättigheter för nyttjande etableras – till exempel i form av fiskekvoter eller utsläppsrätter – eller att resursanvändning och utsläpp belastas med skatter och avgifter som svarar mot en samhällelig värdering av externa kostnader. I extrema fall, till exempel för vissa kemikalier/miljögifter kan dessa externa kostnader vara så höga att den effektiva åtgärden i praktiken är liktydig med ett totalförbud mot spridning av ämnet i fråga.

En viktig egenskap hos de prispåverkande styrmedlen är att de kan göras *generellt* och *likformigt* verkande i förhållande till skadefunktionerna. Om exempelvis utsläpp av koldioxid belastas med en enhetlig avgift per ton, ger en begränsning av utsläpp samma ekonomiska utbyte oavsett hur den åstadkommes – genom ändrad produktionsteknik, reningsåtgärder eller ändrad produktutformning. Styrmedlet ger därigenom ”rätt” incitament för kostnads-effektiv begränsning av utsläppen och deras miljöeffekter. I den mån företagens kostnad för avgiften övervältras på produktpriserna, ger den dessutom motsvarande prisincitament i senare led – höjda priser ger konsumenterna anledning att begränsa användningen av varor vilkas produktion orsakar utsläppen. Miljö-kostnaderna internaliseras således i alla de beslut av producenter och konsumenter som påverkar utsläppen.

Samma typ av likformighet som här beskrivits för prispåverkande styrmedel (skatter och avgifter) kan åstadkommas vid användning av kvoter eller utsläppsrätter. En nödvändig förutsättning är då emellertid att kvoterna görs överlåtbara, så att de kan utnyttjas av dem för vilka de ger störst utbyte, t.ex. i form av ökat produktionsvärde eller reducering av kostnader för andra resurser.

Bedömningen av externa effekter av naturresursanvändning motiverar att kvantitativa mål ställs upp, knutna till resursuttag eller utsläpp. Ett näraliggande exempel är de övre gränser för fisket i olika geografiska områden som diskuterades i förra kapitlet. Ett annat är begränsningar av olika slags miljöpåverkande utsläpp på regional, nationell och/eller internationell nivå. I många fall rör det sig här om etappmål, som skärps successivt över tiden. Men gemensamt för dem är:

- dels att de avser *absoluta nivåer* för resursuttag eller emissioner,
- dels att de ställs upp *individuell*, för olika slags naturresurser och i en del fall beroende av var utsläppen sker.

Skälet för att knyta målen till nivåer i absoluta tal (t.ex. utsläppen i ton) är givetvis att skadorna av att öka utsläppen beror på den totala mängden. Eventuella kritiska belastningsgränser är också knutna till utsläppen i absoluta tal – inte till deras storlek i förhållande till produktion eller konsumtion. Att de kvantitativa utsläppsmålen (hädanefter används termen intermediära mål) ställs upp individuellt beror på motsvarande sätt på att uttömningsrisker och skador, räknade per ton, varierar starkt mellan olika slags resurser och mellan olika slags utsläpp.

Maximigränser för utnyttjande och spridning av naturresurser bör i görligaste mån bestämmas utifrån den marginella skadekostnaden och den marginella åtgärdskostnaden. Med marginell skadekostnad för miljöpåverkande emissioner avses kostnaden för de skador på miljön, som orsakas av en ökning av utsläppen. Marginell åtgärdskostnad är kostnaden för andra resursinsatser eller bortfall av konsumtionsutrymme, som uppkommer vid begränsning av utsläppen. De kvantitativa målen måste omprövas fortlöpande, allteftersom ny information framkommer om skadekostnader och/eller åtgärdskostnader.

Den typ av styrmedel, som direkt svarar mot kvantitetsmål i absoluta tal, är system med överlåtbara ransoner eller kvoter. Om skatter eller avgifter i stället utnyttjas som styrmedel, måste deras nivå anpassas genom en iterativ process, så att totala resursuttag/utsläpp uppfyller de kvantitativa restriktionerna.

Vilken geografisk avgränsning som bör väljas för kvantitetsrestriktioner och styrmedel beror på mönstret för de externa kostnadernas geografiska fördelning. Med viss förenkling kan man här tala om tre nivåer:

- Globala effekter, t.ex. i form av klimatpåverkan från växthusgaser. Här krävs internationella system, som ger likformighet mellan alla länder. Systemen med utsläppskvoter för koldioxid, som beskrivs i avsnitt 10.4.4, är det mest näraliggande exemplet. Liknande system kan tänkas bli aktuella i samband med uttömningsrisker för förnybara resurser såsom fisk.
- Regional miljöpåverkan, som berör flera länder. Ett exempel är försurning, där utsläpp av svaveldioxid i ett land påverkar skogsbruket i andra länder i regionen. Här krävs överenskommelser mellan de berörda länderna om kvoter eller avgiftssystem för att effektiv resursanvändning skall åstadkommas.
- Regionalt eller lokalt begränsade effekter inom ett land. Här krävs geografisk differentiering, så att mer strikta kvantitets-

begränsningar eller högre avgifter tillämpas i de mest känsliga områdena.

Det bör understrykas att kravet på likformighet i fråga om miljöavgifter gäller utsläpp med samma skadeeffekt eller skadekostnad. Endast för emissioner med globalt enhetlig verkan, t.ex. koldioxid, innebär det att samma avgift bör gälla överallt. För exempelvis svaveldioxid påverkas skadeeffekten av utsläppskällans geografiska läge, och om möjligt bör avgiftsnivåer och andra styrmedel differentieras med hänsyn till detta.

Att utforma åtgärderna så att olika kvantitetskrav eller avgifter tillämpas för olika slags produktion eller konsumtion, innebär däremot effektivitetsförluster i hushållningen med resurserna (inklusive luft- och vattenkvalitet). Detsamma gäller då åtgärderna inriktas på att gynna eller stimulera bestämda tekniker eller metoder för resurshushållning. Bristen på kunskap om de möjligheter som kan erbjudas av nya tekniska och ekonomiska alternativ ger starka skäl för att inte binda styrmedlen till vad som i dag framstår som "bästa teknik".

Det finns naturligtvis många praktiska begränsningar i möjligheterna att utforma naturresurs- och miljöpolitiken i enlighet med de principer som skisserats ovan. I många fall är man hänvisad till att finna "näst bästa" lösningar, som i görligaste mån undviker de samhällsekonomiska kostnader som är förbundna med selektiva eller diskriminerande styrmedel. Det kan illustreras med jordbrukspolitikerna, där skatter på handelsgödsel används som substitut för utsläppsavgifter, samtidigt som specifika krav beträffande djurhållning och spridningstidpunkt för stallgödsel m.m. tillämpas för att begränsa föroreningarna.

Ett annat exempel är elbeskattningen. De externa effekterna, dvs. miljöeffekter och risker, är här förbundna med bestämda produktionsmetoder för elkraft. Den rådande internationella marknadssituationen gör det emellertid i praktiken svårt att på nationell nivå rikta beskattningen mot produktionsledet. Man är hänvisad till att beskatta elanvändning, vilket gör beskattningen mindre effektiv som styrinstrument.

Den nuvarande naturresurs- och miljöpolitiken, i Sverige och i andra länder, utgör ett komplicerat system av prispåverkande medel, kvotsystem och regleringar. I de följande avsnitten skall denna politik beskrivas och analyseras mot bakgrund av i första hand målet effektiv resursanvändning.

10.4 Svensk miljöpolitik

Grunden till den svenska miljöpolitiken lades under 1960-talet. Inledningsvis användes främst lagstiftning och fokus var främst inriktat på de stationära källorna. Successivt ändrades inriktningen till att också omfatta diffusa utsläpp och styrmedelsvalet kompletterades med ekonomiska styrmedel. Parallellt med detta fortgick arbetet med internationella överenskommelser och konventioner.

10.4.1 Historik

Vid 1970-talets början hade en debatt om bl.a. naturskydd, vattenkraftsutbyggnad och vatten- och luftföroreningar pågått en tid, men intresset för sådana frågor var fortfarande begränsat. Lagstiftning som instrument för att styra utvecklingen på området förekom sparsamt. 1964 års naturvårdslag och 1969 års miljöskyddslag var de viktigaste miljölagarna vid denna tid. Naturvårdsverket inrättades 1967. Det internationella samarbetet på området hade inte utvecklats nämnvärt.

Sedan första hälften av 1970-talet har intresset och engagemanget för miljöfrågorna vuxit stadigt. Ett stort antal lagar som helt eller delvis rör dessa frågor har kommit till och bildat ett nytt rättsområde, miljörätten.

Den fysiska riksplaneringen med krav på ekologisk grundsyn och integrering av kulturmiljön i den fysiska planeringen formades i början av 1970-talet. Genom tillämpning av ett ekologiskt synsätt skulle den fysiska planeringen medverka till att samhällsutvecklingen sker inom de ramar som naturresurserna och naturmiljön anger. Nya lagar som stiftades var t.ex. lagen om kemiska produkter 1985, plan- och bygglagen 1987, lagen om hushållning av naturresurser m.m. 1987, kulturminneslagen 1988 och miljöbalken 1998.

Miljöpolitiken bestod från början huvudsakligen av punktvisa insatser. Energiskatter har funnits sedan 1950-talet, men hade då inte miljömässigt syfte. På 1980-talet började en mer målmedveten aktivitet på miljöområdet. Energiskatterna differentierades med hänsyn till miljöskadligheten. Avgifter på handelsgödsel och bekämpningsmedel infördes 1984. Bensinskatten differentierades 1986 och miljöskatt på inrikesflyg infördes 1989. I början av 1990-talet förstärktes miljöprofilen hos energiskatterna ytterligare. Då

infördes mervärdesskatt på energi, koldioxidskatt och svavelskatt på bränslen och en avgift på kväveoxidutsläpp från förbränningsanläggningar. Det senaste tillskottet bland miljöskatterna är avfalls-skatten, som infördes den 1 januari 2000.

Insatserna har varit framgångsrika på många områden. Utsläppen från de stora punktkällorna har minskat kraftigt. Miljö- och energiskatterna har i stort sett haft avsedd effekt. Utbyggnaden av avloppsreningsverk har hejdat övergödningen av sjöar och vattendrag. Städernas luft har förbättrats i hög grad, bland annat genom satsningar på fjärrvärme och åtgärder för fordon och bränslen. Sammantaget visar tillgängliga uppgifter att belastningen på den yttre miljön minskat under de senaste 25–30 åren.¹

10.4.2 Mål och riktlinjer för dagens miljöpolitik

Miljöbalken som trädde i kraft den 1 januari 1999, utgör en samordnad, breddad och skärpt miljölagstiftning för en ekologiskt hållbar utveckling. Den rör all miljöpåverkan och smälter samman regler från femton tidigare miljölagar.

I miljöbalkens andra kapitel finns ett antal allmänna hänsynsregler som ger uttryck för bland annat försiktighetsprincipen, principen att det är förorenaren som skall betala, produktvalsprincipen samt principer om hushållning, kretsloppsanpassning och lämplig lokalisering av verksamheter och åtgärder. Lagstiftningen fungerar förebyggande, dels genom att ställa bindande krav på den som driver verksamhet eller vidtar åtgärder att skaffa sig kunskaper om ingreppens miljöeffekter, dels genom principen att risker för miljöpåverkan skall gå ut över den som förorenar i stället för miljön.

Tillsynsmyndigheterna har befogenhet att direkt lägga hänsynsreglerna till grund för förelägganden, förbud och villkor vid tillståndsprövning m.m. De allmänt hållna hänsynsreglerna får på så sätt sitt innehåll konkretiserat genom föreskrifter eller beslut i enskilda fall.

Balken är tillämplig på alla verksamheter eller åtgärder som inte är av försumbar betydelse för balkens mål. Alla typer av åtgärder som kan få betydelse för de intressen balken avser att skydda berörs, oavsett om de ingår i den enskildes dagliga liv eller i någon form av näringsverksamhet.

¹ Svenska miljömål 1997/98:145.

Tillämpningsområdet har inte endast betydelse för i vilka situationer balken kan användas. Framför allt avgör den vilka typer av frågor som kan prövas i ett miljöärende. Ett villkor som med stöd av balken ställs för att en miljöfarlig verksamhet ska få bedrivas kan t.ex. avse vad som helst som gagnar en ekologiskt hållbar utveckling. Sammantaget innebär detta i många fall att bestämmelser som ingick i tidigare miljölagstiftning nu har fått en ny och vidare tillämpning.

Miljöbalken lägger en större tyngd vid mål- och resultatstyrning än tidigare miljölagstiftning. Prövning och tillsyn av verksamheter och åtgärder måste i fortsättningen beakta de miljöpolitiska målen.

De 15 miljömålen är:

1. Frisk luft
2. Grundvatten av god kvalitet
3. Levande sjöar och vattendrag
4. Myllrande våtmarker
5. Hav i balans, levande kust och skärgård
6. Ingen övergödning
7. Bara naturlig försurning
8. Levande skogar
9. Ett rikt odlingslandskap
10. Storslagen fjällmiljö
11. God bebyggd miljö
12. Giftfri miljö
13. Säker strålmiljö
14. Skyddande ozonskikt
15. Begränsad klimatpåverkan

En nyhet i miljöbalken är de s.k. miljökvalitetsnormerna. Miljökvalitetsnormer är föreskrifter om lägsta godtagbara miljökvalitet hos mark, vatten, luft eller miljön i övrigt. Medan tidigare miljölagstiftning enbart avsåg att minimera och dämpa miljöstörningar så långt det var skäligt, ställer miljöbalken också direkta krav på slutresultatet, dvs. på vilka egenskaper miljön ska ha för att kunna anses acceptabel.

Bestämmelser om flera olika former av områdesskydd har sammanförts i miljöbalken. Tillsammans med bestämmelserna om artskydd skall dessa värna den biologiska mångfalden. Regionala miljödomstolar har inrättats vilka ersätter koncessionsnämnden för miljöskydd och vattendomstolarna.

10.4.3 Reglerande styrmedel

Administrativa eller reglerande styrmedel är en viktig del av miljöpolitiken i Sverige och många andra länder. Med reglerande styrmedel menas här föreskrifter, förordningar och allmänna råd av olika slag som är tvingande för målgruppen. Miljöbalken behandlades i föregående avsnitt. Exempel på sådana styrmedel är gränsvärden (kvantitativa regleringar) och teknologiska regleringar.

Gränsvärden, eller kvantitativa restriktioner, för utsläpp är förmodligen det vanligaste styrmedlet i miljöpolitiken. Teknologiska regleringar innebär att krav ställs på att en viss teknik skall användas. Det kan exempelvis vara krav på maximal bensinförbrukning hos bilar, krav på viss reningsteknik, eller normer vad gäller isolering vid nyproduktion av hus.

Det finns många varianter av regleringar förutom de som redovisas ovan. Några betydelsefulla exempel på regleringar som är avsedda att styra mot en bättre miljö är följande:

Producentansvar var en av de stora nyheterna i regeringens kretsloppsproposition 1993. Vad man avsåg var att producenterna, på ett annat sätt än tidigare, skulle ha ett miljöansvar för sina produkter. Detta ansvar skulle inte bara avse själva produktionsledet utan även råvaru-, försäljnings- och avfallsled, dvs. en produkts hela livscykel. Naturvårdsverket fick i uppdrag att utreda producentansvaret för ett antal olika varugrupper varav förpackningar var en.

Naturvårdsverket lade i sin utredning fram förslag om ett antal kravnivåer för hur stor del av olika förpackningsslag som skulle återvinnas/återanvändas inför 1997 respektive 2000. Vissa kravnivåer fanns också angivna i kretsloppspropositionen.

Detta arbete ledde till en förordning om producentansvar för förpackningar som gäller fr.o.m. 1994-10-01. Förordningen anger inga krav på nivåer utan ställer istället upp mål som överensstämmer med Naturvårdsverkets kravnivåer inför 1997. PET, aluminiumburkar och returglas, samt förpackningar som innehåller miljöfarligt avfall, regleras av annan lagstiftning och omfattas ej av förordningen.

Producentansvaret innebär att producenten även har en skyldighet att informera hushållen om vad som gäller, så att konsumenterna vet vad som ska göras med förbrukade förpackningar. För att underlätta producenternas arbete med information och insamling har ett antal materialbolag bildats, som vart och ett har hand om var sitt materialslag. Dessa bolag driver dessutom

gemensamt dotterbolaget Reparregistret, som har en rent administrativ funktion och bland annat driver in avgifter som producenterna betalar.

Inom producentansvarets ram har frivilliga produktavgifter införts, som producenterna själva beslutar om. Syftet med avgifterna är att producenterna skall kunna finansiera insamling och omhändertagande och därmed uppfylla sitt producentansvar. Insamlingen genomförs av separata bolag, som i princip har monopol inom sitt område, men önskar företag inte delta i ett sådant system kan de arrangera insamling och återvinning på egen hand.

Förordningen om producentansvar, som började gälla den 1 oktober 1994, omfattar förutom förpackningar även däck och returpapper. Med returpapper menas tidningar, kataloger, reklam m.m. (dock inte kontospapper som på grund av svårigheter med avsvärtning ej kan upparbetas i samma anläggningar som övrigt papper). Det finns även planer på att i framtiden låta ett antal andra varukategorier omfattas av förordningen.

Tvingande åtgärder saknas i gällande lagstiftning till exempel vad gäller återvinningsgrader. Detta innebär att ingen organisation eller enskilt företag kan ställas till ansvar om återvinningsmålen inte uppnås. Lagen är därmed uddlös och hot om strängare lagstiftning är det enda som myndigheterna hitintills har kunnat varsla om ifall återvinningsmålen inte uppnås.

Frivilligt miljöansvar används istället för producentansvar inom byggsektorn. Skälen till detta är att byggnader har lång livslängd, oftast längre än den ursprunglige producenten. Ett annat skäl är att byggnader består av ett stort antal produkter som successivt byts ut under hela byggnadens livslängd. För att samordna engagemanget inom bygg- och fastighetssektorn har Byggnadssektorns kretsloppsråd bildats. Rådet har antagit en handlingsplan för att minska miljöpåverkan av drift, byggande och underhåll.

Detaljerad *produktinformation* krävs vid försäljning av kemiska ämnen och produkter. Klassificering och märkning samt varuinformationsblad utgör i dag ett viktigt styrmedel. Företagen eftersträvar generellt att vid produktformuleringar kunna få fram produkter som inte faller under klassificeringsreglerna. Ett problem är att dessa regler inte är helt harmoniserade vare sig på EU nivå eller global nivå. Fortfarande finns det en del specifika svenska undantag från EU:s regelverk, vilket försvårar den fria rörligheten.

Varuinformationsblad skall distribueras till kunden senast i samband med första leverans av produkten. Detta gäller samtliga produkter som är klassificerade men många företag utarbetar även sådana för icke klassificerade produkter. Varuinformationsblad skall vara utformade på landets språk, och genom att de bygger på klassificeringsreglerna i respektive land krävs en specifik bearbetning vid utformningen av dem.

10.4.4 Prispåverkande styrmedel

Den största inkomstkällan för staten vad gäller miljöskatter är *koldioxidskatten*, som infördes den 1 januari 1991 och tas ut på alla fossila bränslen. Skatten beräknas utifrån kolinnehållet i bränslet. För närvarande motsvarar den 37 öre per kg koldioxid. Som en del i en skatteväxling höjs koldioxidskatten den första januari 2001 till 53 öre per kg koldioxid. Skattesatsen är oberoende av om bränslet används för drift av motordrivna fordon eller för uppvärmning.

Torv omfattas inte av koldioxidskatt och inte heller av energiskatt. Diesel- och eldningsolja som förbrukas i yrkesmässig sjöfart, spårbunden trafik samt flygbensin och flygfotogen som förbrukas i flygplan är undantagna från koldioxidskatten. På bränslen som förbrukas för uppvärmning eller drift av stationära motorer vid tillverkningsprocesser i industriell verksamhet eller jordbruks-, skogsbruks- eller vattenbruksverksamhet tas koldioxidskatt ut med endast 50 % av den nivå som gäller generellt. De reducerade skattesatserna gäller dock inte för bensin (oavsett användning) eller andra bränslen som används som drivmedel i fordon. Utöver dessa generella skattelättnader kan företag med stor energiförbrukning erhålla viss nedsättning om skattebelastningen överstiger 0,8 % av försäljningsvärdet. En ytterligare möjlighet till skattelättnader ges genom den s.k. 1,2 % regeln.

Den svenska koldioxidskatten har utvärderats i 16 olika rapporter vilka sammanställts tillsammans med andra utvärderingar (totalt 68 stycken) av nordiska koldioxidskatter i en rapport från Nordiska ministerrådet². Slutsatsen från rapporten är att skatterna har liten effekt på koldioxidutsläppen. Naturvårdsverket³ menar dock att: "Koldioxidskatten har bidragit till minskade koldioxidutsläpp i enlighet med dess syfte. Det är emellertid svårt att uppskatta storleken på dessa minskningar..." Problemet med dessa

² Skou Andersen, m.fl., (2000).

³ Naturvårdsverket, (1997).

analyser, och med många andra liknande, är att det saknas ett referensalternativ. I utvärderingarna har man bara kunnat granska effekterna under en relativt kort period. Sannolikt är effekterna större i ett längre tidsperspektiv eftersom substitutionsmöjligheterna är mindre på kort än på lång sikt.

I Sverige infördes miljöavgift på bekämpningsmedel 1984 och avgiftens storlek sattes till 8 kr per kg aktiv substans. Den 2 november 1994 höjdes avgiften till 20 kr per kg aktiv substans. Riksdagen beslutade under våren 1995 att miljöavgifterna på gödselmedel och bekämpningsmedel från och med den 1 juli 1995 skall benämnas skatter med motiveringen att den kraftiga höjningen gör att de inte kan karaktäriseras som avgifter.

I rapporten från Nordiska ministerrådet studeras även avgifter och skatter på bekämpningsmedel inom jordbruket. Slutsatsen är att ”av de genomförda ex-post utvärderingarna framgår det, att effekterna av avgifterna/skatterna på bekämpningsmedels hitintills varit begränsade. Detta hänger samman med att avgifterna/skatterna länge varit förhållandevis låga...”

Svavelskatten för torv, kol, petroleumkoks och andra fasta eller gasformiga produkter är 30 kr per kg svavel i bränslet. Flytande bränslen beskattas med 27 kr per m³ för varje tiondels viktprocent svavel i bränslet. Svavelskatten tas inte ut på flytande eller gasformigt bränsle om svavelinnehållet inte är högre än 0,1 viktprocent. I de fall åtgärder genomförs för att minska svavelutsläpp vid användning av skattepliktigt bränsle reduceras skatten med motsvarande 30 kr per kg renat svavel. Bränslen som används i produktionen av andra mineraliska produkter än metaller, dvs. främst kalk, sten och cement, samt i sodapannor inom skogsindustrin belastas inte med någon svavelskatt. Vidare är diesel- och eldningsolja som förbrukas i yrkesmässig sjöfart och spårbunden trafik samt flygbensin och flygfotogen som förbrukas i flygplan undantagna från svavelskatt. Naturvårdsverket menar att svavelskatten har fyllt sitt syfte och har bidragit till att riksdagens utsläppsmål för svavel har kunnat uppnås.⁴

Kväveoxidavgiften infördes den 1 januari 1992 och gällde för energiproduktion i fasta anläggningar. Syftet var att åstadkomma en snabbare minskning av kväveoxidutsläppen än vad som ansågs möjligt med enbart befintliga utsläppsriktlinjer och tillståndsprövning samt att detta skulle kunna ske på ett kostnadseffektivt sätt. Avgiftssystemet är utformat så att det totala inbetalade

⁴ Naturvårdsverket, (1997).

beloppet, exklusive administrationskostnader, återbetalas till de avgiftsskyldiga i proportion till deras andel av den nyttiggjorda energin. Avgiftskollektivet belastas i princip inte ekonomiskt av avgiften och den ger ingen nettoinkomst till statskassan. Avgiften är i dag 40 kronor per kilo utsläppta kväveoxider. Naturvårdsverket⁵ anser att avgiften har bidragit till att minska kväveoxidutsläppen från stationära förbränningsanläggningar.

Handelsgödselkatternas styreffekter uppkommer genom att priset på kväve i handelsgödsel påverkar vad som är ekonomiskt optimal gödselgiva. Om priset på kväveinnehållet i handelsgödsel ökar sänks den optimala kvävegivan. Den direkta effekten är med dagens skattesatser begränsad.

Miljöavgifter infördes år 1984 på kväve och fosfor i handelsgödsel. Ursprungligen uppgick avgifterna till 0,30 kr per kg kväve och 0,60 kr per kg fosfor. Avgifterna fördubblades år 1988. Fosforavgiften ersattes i början av år 1994 med en avgift på kadmium om 30 kr per gram över 50 gram kadmium per ton fosfor. Sedan dess har användningen av fosfor i handelsgödsel ökat. Avgiften på kadmium i fosforgödselmedel har en styrande effekt på kadmiuminnehållet⁶. Den 2 november 1994 höjdes avgiften på kväve till 1,80 kr per kg kväve i gödselmedlet.

Försäljningsskatt på motorfordon tas normalt ut i relation till fordonets tjänstevikt, dvs. per kg. Ett miljöklasssystem infördes 1991, vilket gjorde det möjligt att använda skatten som ett styrmedel för att underlätta introduktion av fordon med bättre miljöegenskaper. Skattedifferentieringen mellan olika miljöklasser skulle dock inte ändra det totala skattetrycket, dvs. skattenivåerna ändrades så att skattesänkningar och skattehöjningar totalt sett gick jämnt upp. Vidare var skattedifferentieringens storlek anpassad så att merkostnaderna för att tillverka och utrusta fordon för miljöklasserna 1 eller 2 jämfört med miljöklass 3 skulle utjämnas. Det innebär att försäljningsskatten höjdes med 2 000 kr för personbilar i miljöklass 3 och sänktes med 4 000 kr för personbilar i miljöklass 1.

Sedan EU-inträdet, och efter förändringar av EU:s direktiv, har möjligheterna att differentiera försäljningsskatten begränsats. Sedan den 1 oktober 1998 finns det inte längre någon differentiering av försäljningsskatten efter miljöklasser. Försäljningsskatten, som numera inte omfattar personbilar, tas endast ut på lätta bussar och lastbilar (totalvikt högst 3 500 kg) samt motorcyklar. Denna

⁵ Naturvårdsverket, (1997).

⁶ Naturvårdsverket, (1997).

återstående del av försäljningsskatten slopas den första januari 2001. Skattesatserna har varit knutna till prisutvecklingen och justeras för varje kalenderår. Enligt Naturvårdsverket⁷ har miljöklassningen av bilar bidragit till att påskynda introduktionen av bilar med bättre miljöegenskaper på den svenska marknaden. Det är dock svårt att uppskatta i vilken omfattning skatte-differentieringen bidragit till detta. Övergången till de bästa miljöklasserna har varit mindre än förväntat.

Differentierad drivmedelsbeskattning har i olika former använts för att stimulera användningen av bränslen med bättre miljöegenskaper – först genom olika skattenivåer på blyad och oblyad bensin och sedan genom miljöklassning av diesel och bensin.

Den 1 januari 1986 förändrades den tidigare enhetliga bensinskatten så att oblyad bensin fick 16 öre/liter lägre skatt än blyad bensin. Syftet var att stimulera en snabb introduktion av den oblyade bensinen. Enligt Naturvårdsverket har differentieringen av skatten för blyad respektive oblyad bensin fyllt sitt miljöpolitiska syfte väl.

Den allmänna energiskatten på dieselolja differentierades den 1 januari 1991 i tre miljöklasser. Syftet var att stimulera introduktion av bränslen med bättre miljöegenskaper. Energiskatten på bensin differentierades den 1 december 1994 i två miljöklasser. Syftet var att ge förutsättningar för en övergång till bensin av bättre miljö-kvalitet.

Bensin och diesel är båda relativt homogena varor som inte skiljer sig mellan olika tillverkare eller försäljare. De ekonomiska styrmedlen har varit mycket kraftfulla instrument för att påverka användningen av olika drivmedel.

Miljöskatt på inrikesflyg infördes den 1 mars 1989. Från början beräknades skatten på en för varje flygplanstyp schablonmässigt beräknad utsläppt mängd kolväten och kväveoxider under en genomsnittlig flygsträcka. Den 1 januari 1993 tillkom en skattekomponent som baseras på en på motsvarande sätt schablonmässigt beräknad bränsleförbrukning. Skatten togs ut med 1 kr per kg flygbränsle, vilket var beräknat att motsvara 32 öre per kg koldioxidutsläpp. Skatten avskaffades den 31 december 1996.

Vattenföroreningsavgiftens syfte är att avhålla fartyg från oljeutsläpp till havet. Naturvårdsverket menar att: ”Intrycket från kustbevakningen är att avgiften kan förmodas ha en viss åter-

⁷ Naturvårdsverket, (1997).

hållande effekt på mindre rederier, medan de belopp som hitintills varit aktuella inte betyder så mycket för större rederier”.

Naturgrusskatten infördes för att öka hushållningen med naturgrus den 1 juli 1996 och utgår med 5 kronor per ton sand, grus, sten och block. En målsättning är att nå fram till proportionerna 70/30 mellan bergskross och naturgrus; målet är inte tidsatt.

Skatteintäkterna för åren 1997 och 1998 var 132,4 respektive 147,1 miljoner kronor, vilket motsvarar 26,5 miljoner ton respektive 29,5 miljoner ton naturgrus. Priset på naturgrus ökade med ca 11 % när skatten infördes 1996.

Naturvårdsverket⁸ har under hösten 1999 genomfört en uppföljning av naturgrusskatten. Syftet var att utvärdera i vilken omfattning skatten, i enlighet med sitt syfte, minskat användningen av naturgrus samt kostnaderna för denna anpassning till skatten.

Användningen av naturgrus har minskat trendmässigt med 2 procent per år sedan 1984. När skatten på naturgrus infördes minskade andelen naturgrus med 10 procentenheter. Denna effekt är uppmätt både för år 1997 och 1998, och den motsvarar ca 5,5 miljoner ton 1997 och 6,7 miljoner ton 1998. Skatten har således bidragit till hushållning med naturgrus.

I SOU 1995:67 (s. 56) diskuteras två slags anpassningskostnader för energiförbrukning och transporter. I rapporten konstaterade att bergskross kräver mer energi och att en övergång till mer kross innebär en ökad energiförbrukning. Man såg också en risk för att transporterna skulle öka som en följd av en skatt på naturgrus. I Naturvårdsverkets studie visas att så inte blev fallet.

Användningen av ballast är, trots att produkten är känslig för långa transporter, mycket transportintensiv. Det rör sig om ca 4 % av antalet tonkilometer i riket och hela 20 % av den transporterade mängden. Skatten på naturgrus har bidragit till att sänka transportarbetet, troligtvis i storleksordningen ett par kilometer per ton.

Miljöskatter definieras som skatter vilkas huvudsyfte är att styra resursanvändningen i miljöpolitiskt önskvärd riktning. Med detta menas att skattesatsen är direkt kopplad till det aktuella miljöproblemet. Med denna definition är t.ex. svavelskatten och koldioxidskatten att betrakta som miljöskatter. Däremot är exempelvis energiskatt på bränslen och energiskatt på el inte miljöskatter, men de är att betrakta som miljörelaterade skatter. Anledningen är att de inte är direkt kopplade till ett specifikt miljöproblem. I tabellen nedan redovisas skatteintäkterna från de

⁸ Naturvårdsverket, (2000).

energi- och miljörelaterade skatterna. Under perioden 1997 till 1999 har statens intäkter från energi- och miljörelaterade skatter ökat från 58 till drygt 60 miljarder kr i löpande priser.

Tabell 10.1. Inkomster från energi- och miljörelaterade skatter, miljarder kronor, löpande priser.

	1997	1998	1999
Energiskatt på bränslen	25,6	26,6	26,8
Koldioxidskatt	12,6	12,8	12,8
Svavelskatt	0,1	0,1	0,1
Energiskatt på el	8,7	10,3	10,7
Särskild skatt på kärnkraftsel	1,5	1,5	1,6
Särskild skatt på vattenkraftsel	0,2	-	-
Fastighetsskatt på vattenkraftverk	2,4	1,6	1,5
Fordonsskatt	6,2	6,1	6,3
Försäljningsskatt på motorfordon	0,2	0,3	0,2
Vägavgift på tunga fordon	-	0,5	0,6
Skatt på naturgrus	0,1	0,1	0,1
Skatt på handelsgödsel och bekämpningsmedel	0,4	0,4	0,3
<i>Summa totalt</i>	58,8	60,3	61,0
Andel av BNP	3,3	3,3	3,1

Avfallsskatt infördes den 1 januari 2000 med 250 kr per ton på avfall som deponeras. Deponering är i dag det helt dominerande sättet att ta hand om avfall. Det är i Sverige relativt billigt att göra sig av med avfall på detta sätt, varför det saknas ekonomiska incitament att behandla avfallet på ett från miljö- och resurssynpunkt bättre sätt. En avfallsskatt kan göra återanvändning, återvinning och andra behandlingsmetoder lönsammare. Såväl hushållsavfall som annat konventionellt avfall samt industrins branschspecifika avfall omfattas av skatten. Det finns således ingen differentiering med avseende på miljöskadlighet eller regionala skillnader.

Bilskrotningsavgiften är ett av de första miljörelaterade ekonomiska styrmedel som infördes i Sverige. Den infördes den 1 oktober 1975, och med den även bilskrotningspremien, vilken trädde i kraft den 1 januari 1976. Det miljöpolitiska syftet med bilskrotningspremien var att motverka att skrotbilar lämnades i naturen. I samband med att premien höjdes 1992 tillkom ytterligare ett syfte. Riksdagen ville nu påskynda utskrotning av äldre bilar med sämre

avgasrening för att därigenom minska luftföroreningarna från biltrafiken. Syftet med bilskrotningsavgiften är att finansiera utbetalning av bilskrotningspremierna. Premien är i dag 500 kronor, dvs. lika stor som 1988 då den höjdes från ursprungliga 300 kronor. Naturvårdsverket menar att "bilskrotningsavgiftens och bilskrotningspremiens ursprungliga syfte, att motverka att skrotbilar lämnades i naturen, måste sägas ha uppfyllts väl"⁹. Utredningen ställer sig dock tveksam till avgiftens och premierna storlek i dag, ty skrotningsavgiften hos landets bilskrottar är ofta lika stor som premien och det ekonomiska incitament som tidigare fanns har urholkats.

Panter på dryckesförpackningar har funnits under längre tid. I dagsläget utgår pant för vissa glasflaskor, PET-flaskor och aluminiumburkar. Syftet med panten är att skapa ekonomiska incitament att öka återvinningen.

Pantsystem har använts direkt på marknaden utan statens ingripande av den anledningen att det varit billigare än att producera nya förpackningar. På miljöområdet som styrmedel och initierat av staten har användningen varit liten. System som påminner om pantsystem finns emellertid, exempelvis svavel-skattens konstruktion med återbetalning av inbetalad skatt om producenten kan visa att utsläpp inte skett. Ett exempel på en möjlig tillämpning av pantsystem är vid användning av ämnen med helt eller delvis okända miljöeffekter.

Fördelar med pantsystem är att det är möjligt att ha en viss säkerhetsmarginal dvs. det går att ha en hög nivå på panten eftersom merkostnaden för producenten inskränker sig till skillnaden mellan avkastningen på egna investeringar och avkastningen när staten placerar panten¹⁰. Det är också möjligt att återbetala delar av pantbeloppet i förtid om företaget kan bevisa att riskerna inte är så omfattande som antagits. Systemet ger producenten incitament att ta ansvar för sitt val av produktionssätt, vilket är eftersträvärt eftersom det är producenten som vanligtvis har i det närmaste monopol på informationen rörande risker.

Ett exempel på tillämpning av pantsystem är *Packaging Recovery Notes* (PRN), som endast finns i England. Det är ett slags återvinningsbevis för olika sorters förpackningar och varor. En PRN är ett bevis på att en viss mängd (t.ex. ett ton) av den aktuella varan (exempelvis pappersförpackningar) inlämnas till en auktoriserad återvinnare, dvs. en sopstation. Oftast kommer bevisen att utfärdas

⁹ Naturvårdsverket, (1997).

¹⁰ Bohm, (1981).

till de entreprenörer som handhar insamling av den aktuella varan, men tillverkare och reparatörer eller andra företag som av olika anledningar kan få ihop tillräckligt stora kvantiteter kan också lämna material till en auktoriserad återvinnare och få PRN:s för detta. Normalt kommer dessa sedan att säljas vidare till de tillverkande företagen och importörerna.

Tillverkare som mot slutet av året inte uppnår den ålagda andelen återvunnet material (mycket få kommer att göra detta eftersom de inte själva ombesörjer transporten till en auktoriserad återvinnare) kan köpa så många PRN som behövs för att nå upp till den ålagda andelen. Företag som återvunnit mer kan sälja sina återvinningsbevis. I Storbritannien startades en handelsplats med PRN den 25 november 1998. Det är den första av sitt slag i världen och drivs av det svenska företaget OM-gruppen tillsammans med ett lokalt företag.

Avgifter på batterier infördes med syftet att finansiera samhällets långsiktiga kostnader för insamling och omhändertagande av förbrukade, miljöfarliga batterier. Avgiften omfattar såväl knappcells-batterier som stora blyackumulatörer.

Överlåtbara utsläppsrätter är ett styrmedel som ännu inte har tillämpats i Sverige. Styrmedlet ger ekonomiska incitament till att utsläppsminskningarna görs i utsläppskällor där åtgärds-kostnaden är som lägst. I ett system med överlåtbara utsläppsrätter sätter myndigheterna ett tak på de totala utsläppen som räknat i ton uppgår till summan av utsläppsrätterna. Myndigheterna har således en direkt kontroll över de totala utsläppen, vilket är en fördel med systemet. Priset på utsläppsrätterna, som bestäms på marknaden och som avspeglar de marginella kostnaderna för utsläpps-begränsning, är däremot osäkert och kommer att variera.

Genom att utsläppsrätter införs kommer de enskilda förorenarna att väga kostnaden för utsläppsrätter mot sina egna kostnader för att minska utsläppen. Förorenaren kommer att reducera sina utsläpp till den nivå där den egna kostnaden för ytterligare utsläpps-begränsning är lika med kostnaden för utsläppsrätterna. I fallet med många aktörer etableras ett unikt marknadspris på utsläppsrätter och incitamenten till ytterligare handel finns tills dess att alla aktörer har en marginalkostnad för utsläppsminskning som överensstämmer med marknadspriset på utsläppsrätter.

Under våren 2000 lämnade utredningen om möjligheterna att utnyttja Kyotoprotokollets flexibla mekanismer i Sverige sitt slut-

betänkande¹¹. I utredningen behandlas koldioxidutsläppen och andra växthusgaser, men även andra utsläpp kan vara lämpliga att hantera med detta styrmedel. Handel med utsläppsrätter behandlas också i Klimatkommitténs slutbetänkande. I USA finns positiva erfarenheter från handelssystem med t.ex. svaveldioxid.

10.4.5 Statliga resursinsatser och investeringsstöd

Flera olika typer av statligt stöd till kommuner och företag för miljöinriktade investeringsprogram har förekommit under de senaste åren. Dessa bidragssystem – den s.k. kretsloppsmiljarden och de lokala investeringsprogrammen – avviker från tidigare praxis att respektive myndigheter administrerar denna typ av bidrag. Istället har regeringskansliet administrerat dessa bidragssystem. Också de s.k. Östersjömiljarderna är bidragssystem av liknande typ, men de kommer inte att behandlas här då deras anknytning till miljöpolitiken är svagare än de övriga programmens.

Kretsloppsmiljarden var ett statligt investeringsstöd som infördes 1996. Den var tänkt som ett stöd till bygg- och infrastrukturinvesteringar, främst för upprustning av miljonprogramområden, och infördes som en del i ett sysselsättningspaket. Att ansöka om pengar ur Kretsloppsmiljarden var möjligt fram till den 15 april 1999. Fram till ansökningsstoppet beviljades drygt 200 miljoner kronor i bidrag till en mängd olika projekt. Återstående anslag har omdisponerats för andra ändamål.

Investeringsstödet hade tre huvudsyften: Att åstadkomma miljöförbättringar, att driva på den tekniska utvecklingen på miljöområdet och att skapa arbetstillfällen genom kretsloppsanpassning av byggnader och teknisk infrastruktur.

Det var möjligt att få 30 procent i bidrag av den investeringsdel som gynnade en ekologiskt hållbar utveckling. Både företag och kommunala nämnder och bolag kunde söka stödet. Av de projekt som beviljats stöd är några avslutade, några pågår och andra är ännu inte påbörjade.

Riksrevisionsverket fick hösten 1998 i uppdrag av regeringen att följa upp och föreslå förbättringar i kretsloppsmiljarden. Eftersom stödet lades ner i förtid ändrades inriktningen på RRV:s granskning till att dra generella lärdomar inför liknande satsningar i framtiden. Granskningen presenterades i skriften "Miljarden som försvann – En granskning av kretsloppsprogrammet" (RRV 1999:28).

¹¹ SOU 2000:45 samt delbetänkande 1999:111.

RRV:s övergripande slutsats, så här långt, är att kretsloppsprogrammet var dåligt genomtänkt – för många mål skulle uppnås med ett enda medel. Förhållandet mellan de olika målen är oklart och ett av målen (miljöeffekter) har fått stort genomslag på bekostnad av de andra (sysselsättning respektive ny teknik)¹². Dessutom finns konflikter mellan vissa mål menar RRV. En granskning av hela programmet kommer att genomföras under år 2002 när alla projekt som beviljats anslag är avslutade.

Riksdagen har avsatt 6,5 miljarder till *Lokala investeringsprogram (LIP)* under åren 1998–2002. Detta stöd har två syften; dels att bidra till ökad sysselsättning, dels att påtagligt öka takten i omställningen av Sverige till ett ekologiskt uthålligt samhälle. Kommunerna ges möjlighet att i samverkan med lokala företag och organisationer söka stöd till investeringar som ökar den ekologiska hållbarheten.

Ett investeringsprogram skall bestå av en eller flera samverkande åtgärder som syftar till att öka den ekologiska hållbarheten. Programmets inriktning bestäms av kommunen. Urvalet av åtgärder bör utgå från en samlad analys av förutsättningar som till exempel lokala miljöproblem och områden där kommunens miljöbelastning dominerar.

Regeringen väljer bland de inkomna ansökningarna ut de kommuner som bedöms ha de bästa programmen. Dessa kommuner ges stöd för de investeringar som anges i ansökan och som kan antas uppfylla förordningens krav. Avsikten är att koncentrera insatserna så att de ger påtagliga effekter i de kommuner som får del av statsbidragen. De effekter som avses är – förutom ökad sysselsättning – minskad belastning på miljön, effektivare användning av energi och andra naturresurser, ökad användning av förnybara råvaror, ökat återbruk, återanvändning och återvinning, stärkt biologisk mångfald, tillvaratagande av kulturmiljövärden och bättre fungerande kretslopp av växtnäringsämnen.

Stödet till lokala investeringsprogram avviker på flera sätt från traditionella statsbidragssystem. Det finns ingen teknikstyrning, dvs. regeringen har inte pekat ut vilka tekniska lösningar som kan ges bidrag. Det är istället resultaten i form av miljö- och sysselsättningseffekter som är i fokus.

¹² RRV 1999:28.

Sammanlagt vid beslutsomgångarna 1998, 1999 och 2000 har 125 kommuner beviljats stöd om totalt 4,9 miljarder kronor till sina lokala investeringsprogram.

Tabell 10.2. Beviljat stöd till lokala investeringsprogram.

År	1998	1999	2000
Beviljat stöd (miljarder kronor)	2,3	1,4	1,2
Sökande kommuner (antal)	115	176	191
Antal kommuner och kommunalförbund som fått stöd	42	47	56

Riksrevisionsverket (RRV) har granskat de lokala investeringsprogrammen¹³ under det första året som det funnits. Kortfattat menar RRV att en bred lokal förankring är en förutsättning för att lyckas med investeringsprogrammen. LIP har bidragit till att miljöprofilen stärkts i redan planerade projekt, att redan planerade miljöprojekt i kommunerna har tidigarelagts samt att stärka samarbetet för hållbar utveckling i kommunerna. Projektbeskrivningarna har dock varit bristfälliga. Miljödepartementets handläggning av ansökningarna under det första året samt uppföljning och kontroll av programmets genomförande kritiseras.

Även Svenska Naturskyddsföreningen har granskat de lokala investeringsprogrammen. Föreningen menar att stödet urholkar principen om att förorenaren ska betala. Flertalet av åtgärderna skulle ha kunnat drivas fram med hjälp av skärpta föreskrifter, medan höjda skatter på el och fossila bränslen hade kunnat vara ett alternativ till det omfattande stödet till energiåtgärder. En del projekt är lönsamma även utan bidrag. I åtskilliga fall riskerar bidragen till vinstdrivande privata och kommunala företag att snedvrída konkurrensen och endast ca. 2 procent av pengarna har gått till utveckling av helt ny teknik.

Den totala *offentliga upphandlingen* uppgår i Sverige till ca 280 miljarder kronor per år, varav staten svarar för ca 100 miljarder kronor. Bland de statliga myndigheterna ställer 40 % miljökrav vid upphandling på ett tydligt sätt. Även kommuner och andra offentliga verksamheter ställer miljökrav. Genom att ställa miljökrav vid upphandling påverkar de offentliga organisationerna leverantörer att ta fram mer miljövänliga produkter.

¹³ RRV 1999:37

En särskild delegation för ekologisk hållbar utveckling tillsattes år 1998 av regeringen. Delegationens uppgift är bl.a. att arbeta pådrivande för att den offentliga upphandlingen skall vara ett instrument för att åstadkomma en ekologisk hållbar utveckling. Sverige driver inom EU tillsammans med bl.a. Danmark frågan om miljöanpassad offentlig upphandling. Rättsläget är ännu oklart och EU-kommissionen arbetar med ett tolkningsmeddelande när det gäller hur miljökrav kan ställas.

Miljöanpassad teknikupphandling bedrivs bland annat i regi av Energimyndigheten, NUTEK och Miljöteknikdelegationen. Syftet är att genom samverkan mellan olika intressenter skapa en marknad som påbörjar, alternativt påskyndar, utvecklingen av önskvärd teknik.

10.4.6 Internationella åtaganden

Sverige har i flera avseenden varit ett föregångsland inom miljöpolitiken och Sverige drev tidigt vissa miljöfrågor hårt. När till exempel OECD inrättade en miljökommitté år 1970 var Sverige pådrivande om bl.a. försurningsproblematiken. OECD lanserade i början av 1970-talet Polluter Pays Principle (PPP).

År 1972 var Sverige värdland för den första FN-konferensen om miljön och konferensen innebar genombrottet för ett globalt miljö-samarbete. På förslag från konferensen beslöt FN:s general-församling samma år att inrätta ett miljöprogram, United Nations Environment Program (UNEP). Konventionen om handel med utrotningshotade arter av vilda djur och växter, den s.k. CITES-konventionen, presenterades som ett utkast vid Stockholmskonferensen.

År 1987 presenterades Bruntlandkommissionens rapport. Budskapet var att jordens länder måste skapa en global politik för varaktig hållbar utveckling. Sverige förde fram ett direkt förslag till en sådan konferens och efter ett omfattande förarbete höll FN i juni 1992 en konferens om miljö och utveckling, den s.k. Rio-konferensen. Konferensen resulterade i Riodeklarationen där en direkt koppling görs mellan PPP och internalisering av miljö-kostnader samt användningen av ekonomiska styrmedel. Försiktighetsprincipen ges också en hög status i dokumentet. Ett annat viktigt dokument är Agenda 21. Det innehåller ett handlingsprogram för hållbar utveckling inför det 21:a århundradet med syfte att komma tillrätta med de största miljö- och utvecklings-

problemen. I ett tredje dokument ges riktlinjer för hur världens skogar skall kunna utnyttjas utan att miljön skadas. Vid konferensen undertecknades också två viktiga konventioner, nämligen klimatkonventionen och konventionen om den biologiska mångfalden.

Kostnadseffektivitet är en princip för god hushållning med de resurser som avsätts för att uppnå ett visst mål. Denna princip finns inskriven i Klimatkonventionen. Inom klimatområdet innebär den att en given utsläpps begränsning uppnås till lägsta kostnad eller att en given resursinsats skall leda till en så stor utsläppsminskning som möjligt.

I arbetet inom ramen för klimatkonventionen antogs Kyoto-protokollet i december 1997. I protokollet anges åtaganden för industriländerna att minska utsläppen av klimatpåverkande gaser. Det finns även inskrivet mekanismer för omfördelning av åtaganden som syftar till att underlätta uppfyllandet av protokollet samt stödja utvecklingen i utvecklingsländerna. Dessa mekanismer är utsläppshandel (se ovan) samt former för genomförande av åtgärder utomlands (s.k. Gemensamt genomförande och Mekanismen för en ren utveckling¹⁴). Sverige deltar redan nu, via Världsbanken, i liknande projekt.

Sveriges inträde i EU har förändrat det svenska miljöarbetet på det internationella planet. Ett exempel på det är att enskilda länder inom EU har ett åtagande enligt Kyotoprotokollet, men att EU också har ett kollektivt åtagande. Det totala åtagandet för EU-kollektivet är oförändrat, men har omfördelats mellan länderna och för enskilda länder kan skillnaderna vara relativt stora.

Inom EU-samarbetet har Sverige framgångsrikt verkat för att få till stånden försurningsstrategi för EU (direktivet för nationella utsläppstak för bl.a. svavel- och kväveoxider samt ozondirektivet med utfasning av HCFC och CFC). Revision är planerad till omkring 2005. För det framtida arbetet inom EU är miljöhandlingsprogrammet (det sjätte i ordningen) det mest centrala för EUs miljöarbete. Det nya handlingsprogrammet presenteras av Kommissionen i början av 2001 och skall efter det antagits gälla tio år. Handlingsprogrammet skall därmed även omfatta en vidgad union med nya medlemsländer från Östeuropa. Därutöver har EU:s strategi för hållbar utveckling och det parallella arbetet med miljöstrategier i andra sektorer avgörande betydelse för unionens fortsatta miljöarbete. Sektorsarbetet syftar till att alla samhälls-

¹⁴ Se exempelvis SOU 2000:45.

sektorer ska ta ett ökat miljöansvar. Detta arbete skall redovisas vid toppmötet i Göteborg våren 2001.

Andra viktiga internationella konventioner som Sverige ratificerat är till exempel

- Esbjergdeklarationen om gemensamma mål som syftar till att förbättra den marina miljön i Nordsjön.
- OSPAR (Oslo och Pariskonventionen), en regional konvention inom Europa som syftar till att begränsa avfallsdumping till havs och minska havsföroreningar från landbaserade källor.
- Baltic 21 är en viktig del i Sveriges strävan att fördjupa och utvidga samarbetet mellan Östersjöregionens länder.
- HELCOM (Helsingforskonventionen) syftar till att skydda Östersjön och har signerats av samtliga stater kring Östersjön.
- Konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar (CLTRAP) som färdigställdes 1979 inom FN har som syfte att bl.a. begränsa försurningen.
- Arktiska rådet, i vilket Sverige deltar, är ett miljösamarbete mellan de åtta länderna inom Arktisområdet.
- Montrealprotokollet träffades 1987 och avsåg då en halvering av produktion och konsumtion av de fem viktigaste CFC-föreningarna (också kallade freoner) samt ett stopp för fortsatt ökning av produktion och användning av tre typer av haloner.

Inom CLTRAP finns ett system som syftar till att göra utsläppsminskningarna kostnadseffektiva. Med utgångspunkt i ett mål om minskad belastning på ekosystemen fördelas åtgärder mellan de ingående länderna utifrån miljöns olika känslighet (kritisk belastning) och beräknade kostnader, utöver "business as usual", för reduktion samt med hänsyn taget till var utsläppen görs. Systemet innehåller dock ingen kompenserande mekanism för de länder som drabbats av skador till följd av andra länders utsläpp. När det gäller utsläpp av försurande ämnen pågår också ett internt EU-arbete parallellt inom det s.k. takdirektivet.

10.5 Kretsloppspolitik

"Vad som utvinns ur naturen skall på ett uthålligt sätt kunna användas, återanvändas, återvinnas eller slutgiltigt omhändertaras med minsta möjliga resursförbrukning och utan att naturen skadas."

Detta brukar refereras till som kretsloppsprincipen och anses som en av förutsättningarna för att nå ett uthålligt samhälle.

I det följande diskuteras politik som utformats utifrån detta synsätt. Diskussionen baseras på ett antal rapporter där kretslopps-begreppet granskas och analyseras.

EU har definierat en s.k. avfallshierarki vilken ser ut som följer¹⁵:

- Produktionen av avfall skall minimeras och dess skadlighet begränsas. Detta skall ske främst genom användande och utveckling av rena tekniker.
- Det avfall som ändå genereras skall främst återanvändas eller återvinnas framför att bortskaffas.
- Vid omhändertagandet av avfall, både genom återvinning och genom bortskaffande, skall man säkerställa ett miljömässigt tillfredsställande omhändertagande
- Vad gäller avfall för bortskaffande gäller att gemenskapen som helhet skall vara självförsörjande. Det skall inom gemenskapen finnas anläggningar med bästa tillgängliga teknik specialiserade för vissa typer av avfall. Ramdirektivet ger även en möjlighet för medlemsländerna att vara självförsörjande.

Kretsloppsdelegationen¹⁶ menar att arbetet med att kretslopps-anpassa varor och material skall fokuseras på att minska miljö-påverkan från materialanvändningen. Delegationen menar att utmaningen för framtiden är att hitta lösningar som förbrukar en tiondel av dagens resursåtgång i industriländerna. Detta skall ske genom främst producentansvar och det föreslås producentansvar för bilar, däck elektronik och byggsektorn. Användningen av fossil energi skall helst upphöra och mål anges för energiförbrukning för uppvärmning av hus och drivmedelsåtgång för bilar.

Bristen på ekonomiska beräkningar och ekonomiskt underlag vid målformuleringar av detta slag framstår som betänklig. Snart sagt varje kommun skall ha ett fungerande system med återvinning, oavsett vilka miljömässiga konsekvenser detta får. Skulle man å andra sidan ha olika återvinningssystem beroende på geografisk tillhörighet blir det en stor pedagogisk svårighet att förklara för medborgarna. Resultatet skulle kunna bli att det finns möjlighet till avfallssortering i vissa storstäder och att glesbygden inte kan delta i ett sådant system.

¹⁵ Naturvårdsverket, (1998).

¹⁶ Kretsloppsdelegationen, (1997).

Det har gjorts många studier om kretslopp med perspektivet energi/materialåtgång, men mycket få med avsikt att ställa nyttan (bl.a. miljöfördelarna) mot kostnaderna för att genomföra åtgärden. Långtidsutredningen 99 bilaga 4 pekar på nödvändigheten att göra samhällsekonomiska överväganden istället för att ledas av någon typ av avfallshierarki.

LU ställer sig tveksam till EU:s avfallshierarki och menar att om denna skall vara förenlig med god samhällsekonomi förutsätter det att den samhällsekonomiska kostnaden alltid är lägre för de alternativ som finns överst i hierarkin. LU menar att det är minst lika viktigt att sortera rätt avfall, dvs. det mest miljöstörande avfallet. I Sverige sker en stor del av förbränningen av sopor i fjärrvärmeanläggningar. Detta gör att det finns ett större samhällsekonomiskt värde av förbränningen än om värmen inte skulle tas till vara, vilket är fallet i flera andra länder.

Skälen för att diskutera kretsloppsriktade åtgärder är i mångt och mycket desamma som i diskussionen kring resurseffektivisering och faktor 10, nämligen att spara råvaror för att undgå uttömning och att minska miljöpåverkan. LU diskuterar kopplingen mellan begreppen och konstaterar att faktor 10 eller 20 kräver en i det närmaste total kretsloppsanpassning av samhället i ett globalt perspektiv. Detta skulle kräva internationell samordning av åtgärder för anpassning och omfördelning med åtföljande väldigt höga samhällsekonomiska kostnader. LU väljer att inte fördjupa den diskussionen med hänvisning till att ”de praktiska problemen och de samhällsekonomiska kostnaderna knappast går att överblicka”.

Det finns enligt LU uppenbara svårigheter för staten att sätta upp kvantitativa mål för nivån på exempelvis återanvändning. För en samhällsekonomiskt riktig användning krävs oerhörda mängder information och en löpande revidering av målen vid förändring av relativpriser mellan olika åtgärdsalternativ. Kostnaderna ökar successivt ju längre man driver återvinningen, vilket gör att en felaktig målsättning riskerar att bli dyr. Slutsatsen är att det är bättre att utveckla generella styrmedel på miljöområdet än att lägga fast specifika återvinningsnivåer. LU diskuterar också huruvida nivån på återanvändning och återvinning är för hög. En orsak till det skulle kunna vara att hushållens kostnader för sortering är undervärderade.

I LU hänvisas till två studier som beräknar de samhällsekonomiska effekterna av avfallssortering, varav en är gjord för

EU¹⁷ och den andra är en norsk studie¹⁸. EU-studien kommer fram till att återvinning är lönsam i vissa fall. Detta gäller aluminium, vissa plaster, järn och papper. I EU-studien ingår inte hushållens tidsåtgång för att sortera avfallet. I den norska studien anges kostnaderna i förhållande till alternativet att begränsa användningen av material vid källan. I LU hävdas att det med dagens kunskap inte går att dra några generella slutsatser om de samhälls-ekonomiska effekterna av olika sätt att hantera avfall.

Den norska studien¹⁹ uppskattar kostnaderna för hushållens tid till mellan 310 och 1850 Nkr per ton sorterat avfall. Studien bygger dock på amerikanska data som publicerades 1991 och författarinnan lämnar vissa förbehåll för att dessa data kanske inte stämmer överens med norska data. Att sedan föra över dessa resultat till svenska förhållanden är mycket tveksamt.

Att ökad återvinning är lönsam för samhället ifrågasätts t.ex. i ESO-rapporten "Återvinning utan vinning"²⁰. Studien innehåller en kritisk granskning av den svenska lagstiftningen gällande producentansvar för utjänta förpackningsmaterial, tidningar och tidskrifter.

En av fördelarna med producentansvar, vilket rapporten har ignorerat, är de dynamiska effekterna. I och med att producenterna får ansvaret för sina varor kommer de att ta hänsyn till demonteringen av produkten efter användningen. Eftersom producenten är den som har bäst information om varuproduktionen är kostnaden lägre för denne än för myndigheterna. Producenten kommer att använda "renare" material, dvs. man kommer förmodligen att använda färre kompositmaterial som är svåra att återvinna. Det finns också incitament för producenten att göra produkterna lättare att rent mekaniskt plocka isär och märka delkomponenterna så att det inte uppstår någon tveksamhet om hur de skall återvinnas.

I ESO-studien antas en alternativkostnad på 60 kronor per timme för fritiden. Vid en antagen tidsåtgång om 30 minuter per vecka resulterar detta i en kostnad på totalt 1660 kronor per hushåll och år. Hela tidsåtgången får belasta den ökning av källsorteringen som följt av producentansvaret, vilket missgynnar återvinning i jämförelsen med andra alternativ. En annan frågeställning som knappast alls belyses är vad alternativkostnaden blir om man inte

¹⁷ Coopers & Lybrand, (1996).

¹⁸ Burwoll, (1998).

¹⁹ Burwoll, (1998).

²⁰ ESO-rapport 1999:66.

avfallssorterar. Vad är exempelvis kostnaden av försämrat grundvatten via urlakning av gifter från deponier? I en fullständig ekonomisk bedömning bör även denna kostnad tas med. Man kan givetvis hävda att farliga ämnen inte skall tas till deponi, men det kommer alltid att finnas med i avfallet.

I en analys av rapporten²¹, från Chalmers tekniska högskola, hävdas att mängden återvunnet material har ökat betydligt mer än vad som hävdas i ESO-rapporten. Deras beräkningar visar att företagets och hushållens nettokostnad för källsortering minskar med 37 %. Vidare sägs att slutsatserna i ESO-rapporten "innehåller mycket starka, kategoriskt negativa omdömen om den rådande avfallshierarkin och återvinningspolicyn". Det är vanskligt att dra så kategoriska slutsatser, eftersom studiens dataunderlag är dåligt. Studien bevisar därför inte att avfallshierarkin, återvinningspolicyn eller producentansvaret är samhällsekonomiskt felaktiga. Däremot står det klart att man infört kretsloppstänkandet utan att veta om det är samhällsekonomiskt effektivt.

Hushållens kostnader för transporter, vatten m.m. för källsorteringen uppskattas av ESO-rapporten till 1/4–1/10 av de kostnader som Riksdagens Revisorer uppskattar dem till, vilket utredningen tycker är anmärkningsvärt. Chalmersstudien är också kritisk till den låga värderingen av kostnaden för källsortering, kostnaden för förbränning av avfall, värderingen av användning av naturresurser samt den nivå på deponiavgifter som antas i ESO-rapporten.

Riksdagens revisorer²² ställer sig tveksamma till vilket underlag Regeringen har då man fattar beslut om nya insamlingsmål. Revisorerna menar att ur den tillgängliga statistiken går det ej att dra slutsatser om produkterna blivit mer miljövänliga, ej heller om förpackningsavfallet vid deponier har minskat. Revisorerna föreslår att Regeringen överväger att ge materialbolagen juridisk status, detta för att underlätta i de fall som producenterna inte tar sitt ansvar.

I rapporten från Riksdagens revisorer hävdas att förpackningsavgifterna, vilka tas upp av materialbolagen och finansierar insamlingssystemet, uppgår till totalt ca 500 miljoner kronor per år. Dessa avgifter tas ut genom höjda priser på varorna och detta drabbar producenterna med 400–1000 kronor per år (inklusive transporter, men exklusive tid som åtgår). Samtidigt har revisorerna funnit "att materialbolagen har haft en mycket god

²¹ Andersson och Ekvall, (1999).

²² Riksdagens revisorer, (1999).

ekonomi under åren, vilket väcker frågan om förpackningsavgifterna satts för högt”. Revisorerna menar vidare att de miljövinster som kan hänföras till producentansvaret behöver följas upp bättre.

Utredningen delar revisorernas uppfattning på samtliga de tre nämnda punkterna. När det gäller problemet med den monopolliknande situationen för materialbolagen skulle en lösning kunna vara att införa ett system med återvinningsbevis, liknande det som finns i England. För närvarande pågår en utredning om översyn av producentansvaret vilken skall vara färdig den 31 juli 2001.

10.6 Miljöskadliga subventioner

“A subsidy is any measure that keeps prices for consumers below the market level or keeps prices for producers above the market level, or that reduces costs for consumers and producers by giving direct or indirect support.”²³

Det samhällsekonomiska motivet för att ge subventioner är att stimulera verksamheter som ger positiva effekter för samhället som inte anses komma till stånd i tillräcklig omfattning utan sådant stöd. Sådana subventioner motiveras ofta av fördelnings-, arbetsmarknads- eller regionalpolitiska mål. Verksamheter som subventioneras kan emellertid ge upphov till oönskade bieffekter, som t.ex. negativ miljöpåverkan.

Med en vidare definition skulle man kunna hävda att alla verksamheter som inte bär sina fulla miljökostnader utan ger upphov till negativa externa effekter kan betraktas som subventionerade. Med en sådan definition skulle således frånvaron av en miljöskatt eller reglering kunna betraktas som en subvention. Denna syn får stöd i OECD:s studie från 1996²⁴ i vilken hävdas att miljöexternaliteter innebär marknadssnedvridande effekter och därför *de facto* är en typ av subvention.

Det finns i huvudsak två typer av subventioner. Dessa är å ena sidan de som innebär en direkt betalning eller garantier för avsättning/minimipris på marknaden och å andra sidan de som innebär en nedsättning av en generell skatt. Nedsättning av en generell skatt är en miljöskadlig subvention om skatten införts för att internalisera miljökostnader. Nedsättning av en miljöskatt kan

²³ De Moor, & Calamai, (1997).

²⁴ OECD, (1996).

dock inte ses som en miljökadlig subvention om den totala inbetalda skatten är lika med eller större än skadekostnaden.

Också skatter och subventioner utanför det miljöpolitiska området kan ge upphov till miljöeffekter. Nedsättningen av energiskatterna, momsundantagen, den progressiva inkomstskatten har alla någon implikation på miljön. Huruvida miljöpåverkan från dessa skattedifferentieringar i stort sett är negativ eller positiv har inte utretts närmare.

Det finns dock anledning att granska de nedsättningar respektive subventioner som är kopplade till någon särskild aktivitet t.ex. transporter – energianvändning. Om syftet är att uppnå exempelvis regionala mål bör stödet vara så obundet som möjligt för att inte ge oavsedda effekter på resursanvändningen.

Det kan finnas många skäl till att se över aktuella subventioner. OECD menar att de huvudsakliga skälen till detta är:

- Det ursprungliga målet för införandet av subventionen inte längre är prioriterat eller att kostnaden för subventionen inte längre kan försvaras.
- Subventionen är dåligt utformad.
- Subventionen orsakar skevhet i handelsmönster och detta medför klagomål från andra länder och företag.

OECD definierar en subvention som “a direct government payment to support the production, sale or purchase of a good or service”²⁵. Detta leder till att många typer av interventioner med likartade effekter som direkta subventioner inte kommer med. Ibland används en bredare definition. t.ex. har OECD:s jordbruksdirektorat lanserat begreppet ”producer subsidy equivalent” (PSE). Detta mått mäter såväl direkta subventioner som indirekta, t.ex. garanterade avsalupriser.

Många subventioner har införts för att höja tillväxten, sysselsättningen och inkomstnivån i den aktuella sektorn. Det visar sig dock i OECD:s fallstudier²⁶ att subventionerna ofta misslyckas med att uppnå dessa mål. Samtidigt visar det sig ofta att de har negativ miljöpåverkan. I dessa lägen kommer vinsten av att ta bort subventionerna att klart uppväga kostnaderna.

Internationellt jämförbara data för subventioner är i allmänhet svåråtkomliga. Den största datamängden finns på jordbruksområdet och den totala subventionen till jordbruket i OECD

²⁵ OECD, (1997).

²⁶ OECD, (1998).

länderna uppgick 1996 till 300 miljarder US dollar. Detta motsvarar ca 1,3 % av BNP men är ändå en minskning från åren 1986–1988 då subventionerna beräknas ha uppgått till 2,2 % av BNP. Alla är dock inte miljöstörande subventioner. Stödet till jordbruket har förskjutits från prisstöd och andra stöd kopplade till produktion och insatsvaror till inkomststöd

Energisektorn är den sektor som, näst jordbruket, är mest subventionerad inom OECD. Här ingår kolproducenterna som dock har fått se sina subventioner minska från 16,5 miljarder US dollar 1989 till 8 miljarder US dollar 1995.

Majoriteten av stöden till jordbruk och kolproducenter i OECD fortsätter att ha formen av prisstöd och andra stöd kopplade till produktion och användning av insatsvaror. Att minska det stöd som bidrar till ökad material- och energiåtgång kommer troligen att minska kostnaderna och behovet av miljöåtgärder. Allmänt är subventioner som är bundna till en viss teknologi, nivån på användningen av insatsvaror eller produktionsnivån mest skadliga för miljön.

Inom området vatten, jordbruk, energi och vägtransporter uppskattas de samlade subventionerna på världsbasis till ca 700 miljarder dollar. Många av dessa subventioner är inte bara till skada för miljön utan motverkar också en god ekonomisk utveckling²⁷.

Exempel på länder som har minskat sina subventioner är Nya Zeeland som har minskat subventionerna till jordbruket och Indonesien som har minskat subventionerna för konstgödsel. Subventionerna till fossila bränslen har i Ryssland minskats från 29 till 9 miljarder US dollar mellan 1990 och 1995, i Kina från 25 till 10 miljarder US dollar.

I de undersökningar som genomförts i Sverige har fokus inte i första hand varit om miljöskadliga subventioner utan det har funnits en bredare ansats. Fokus har varit subventioner som kan motverka en hållbar utveckling. En subvention som är miljöskadlig kan ändå komma att betraktas som stödjande en hållbar utveckling. De positiva effekterna för regionalpolitiska, fördelningspolitiska och arbetsmarknadspolitiska mål kan värderas högre än den negativa effekten på miljön.

Regeringen beslutade den 3 april 1997 att uppdraga åt Naturvårdsverket att identifiera ett urval statliga subventioner till bl.a. företag, kommuner eller enskilda, som kan antas motverka en ekologisk hållbar utveckling.

²⁷ De Moor, & Calamai, (1997).

Naturvårdsverket definierar, i sitt uppdrag, subventioner relativt brett. Med subvention avser verket ett politiskt ingripande som direkt påverkar priser och kostnader och resulterar i ett pris lägre än marknadspris eller innebär en lägre beskattning än vad som gäller för jämförbara verksamheter. Det kan innebära:

- Direkta bidrag
- Prisregleringar
- Räntesubventioner
- Riskavlyftning
- Skattereduceringar

Naturvårdsverket har inte enbart sökt identifiera sådana subventioner som kan antas ge direkta miljöeffekter i form av t.ex. ökade utsläpp eller påverkan på den biologiska mångfalden. Även subventioner som i andra avseenden motverkar effektiv resursanvändning eller en långsiktigt hållbar utveckling har med detta synsätt inkluderats i analysen.

Mestadels studeras direkta subventioner, men det finns andra fall där effekten inte är lika direkt som i fallen ovan. Ett exempel är färjetrafiken på Östersjön som analyseras i en separat rapport från Naturvårdsverket (se nedan). Andra exempel är statliga lånegarantier, förlustgarantier till kommunala flygplatser och statens exportfrämjande åtgärder, vilka ofta avser infrastrukturprojekt med mycket stor miljöpåverkan.

Naturvårdsverket drar slutsatsen att beskrivningar av miljökonsekvenser måste användas på ett mer genomarbetat sätt vid utformningen av statliga subventioner och att slutsatserna av dessa analyser också bör få vägleda besluten. Denna ståndpunkt delas av utredningen.

Utifrån Naturvårdsverkets bruttolista på 16 statliga subventioner som kan tänkas motverka en ekologisk hållbar utveckling valdes tre ut av Riksrevisionsverket²⁸ för en djupare analys. Ett kriterium vid val av subventioner har varit att det skulle pågå någon form av arbete inom regeringskansliet med subventionen, ett annat att det skall finnas uppföljningar och/eller utvärderingar av subventionen och dess effekter. Ett tredje kriterium var att subventionen inte huvudsakligen får ligga utanför den svenska politikens räckvidd. De tre subventioner som valdes ut var: det regionalpolitiska transportbidraget, befrielsen från koldioxidskatt på torv samt bidrag till småskalig vattenkraft.

²⁸ Riksrevisionsverket, (1998).

Stödet till torvförbränning och stödet till småskalig vattenkraft är avsedda att förbilliga en viss energiteknik. Bakgrunden till införandet var oljekriserna under 1970-talet och den politiska viljeinriktningen att avveckla kärnkraften till år 2010. Torvstödet var från början ett produktionsstöd och har sedan utgjorts av ett driftstöd i form av befrielse från koldioxidskatt.

Stödet till småskalig vattenkraft har utgjorts av ett investeringsstöd, men även stöd för att garantera avsättning av den producerade elkraften. Investeringsstödet uppgår till 15 % av investeringskostnaderna i miljövänliga småskaliga vattenkraftverk. För stödet anvisades 150 Mkr under perioden 1997 till 2002. På grund av Riksrevisionsverkets rapport förhalades beslutet om förordningen om utbetalningar. Upphandlingsstödet som infördes 1997 uppgår till 100 Mkr under perioden 1998 till 2003. En skatt på vattenkraft för anläggningar över 1500 kW, således ej minikraftverk, infördes 1983 på 2 öre per kWh. Skatten höjdes till 4 öre 1996. Minikraftverk är en relativt heterogen grupp kraftverk och har en effekt på 100–1500 kW. De är ca 1200 till antalet och producerar ca 2,4 % av den svenska vattenkraftselen.

Syftet med införandet av det regionalpolitiska transportbidraget var att mildra verkan av kostnadsskillnader vid långväga transporter från företag i de aktuella stödområdena. Det utdelade transportstödet har varit i stort sett konstant.

Sammanfattningsvis har torvstödet och transportbidraget medfört ekonomiska inlåsnings effekter. Torvstödet har gjort ett antal människor i glesbygden beroende av torvbrytning för sitt uppehälle. Transportbidraget har blivit en förutsättning som ett antal företag i stödområdet räknar med i sina ekonomiska kalkyler och även verksamt bidragit till utlokaliseringar till stödområdet. Irreversibla effekter i miljön skapas av bidraget till småskalig vattenkraftsutbyggnad och torvstödet. Reglerade vattendrag kan aldrig helt återställas till förhållandena innan regleringen och återskapandet av myrar tar åtskilliga hundra år.

Miljöskadliga subventioner inom färjetrafiken är ett problemområde där subventionerna inte är lika direkta som i den tidigare redovisade lisan. Tre subventioner inom detta område har analyserats av Naturvårdsverket²⁹: skattefrihet på bränslen, skattefri ombordförsäljning (tax-free) samt kommunala subventioner av hamnar.

²⁹ Naturvårdsverket, (1999).

Färjesjöfarten är i likhet med övrig sjöfart befriad från skatt på bränsle. Om bunkerolja beskattades på samma sätt som bränsleanvändningen på land skulle energiskatt, koldioxidskatt samt svavelskatt medföra en prisökning med drygt 200 %. Skattebefrielsen försvagar incitamenten att effektivisera sjöfartens energianvändning och medför dessutom att det totala trafikarbetet blir större än det annars hade varit. Detta leder i sin tur till ökade luftutsläpp av koldioxid-, svavel- och kväveutsläpp.

Skattebefrielsen för hela färjetrafiken på Sverige uppskattas till storleksordningen 1 miljard kr per år. Endast ca 30 % av denna trafik är emellertid svenskflaggad, och en stor del av trafiken sker på internationellt vatten. Beräkningar för tre färjeföretag visar att en bränsleskatt skulle motsvara mindre än 5 % av omsättningen för rena passagerarfartyg, 5–10 % för kombifartyg och 15–20 % för lastfärjor och fraktfartyg.

Färjeföretag kan reagera på ökade bränslepriser på kort sikt genom att sänka hastigheten och på längre sikt genom att använda mer bränslesnåla fartyg. Om bränslepriset slår igenom i färjeföretagens priser kan bränsleprishöjningen leda till minskad efterfrågan på transporter. Den faktiska effektens styrka beror på en rad olika faktorer, bl.a. andelen passagerare och gods, tillgängliga transportalternativ och tekniska möjligheter att effektivisera bränsleanvändningen. Modellberäkningar för rena lastbilsfärjor har visat att stora bränsleprisökningar (40–60 %) skulle leda till betydligt mer energieffektiva transporter på längre sträckor, främst genom lägre hastigheter, men påverka korta sträckor i mycket liten grad.

När EU:s gemensamma marknad infördes år 1992 försvann den principiella grunden för fortsatt taxfreeförsäljning ombord på färjor som går mellan EU-länder. För att ge färjerederierna möjlighet till anpassning utsträcktes skattefriheten till 1 juli 1999.

Den svenska konsekvensutredningen³⁰ uppskattade nettoeffekten för färjetrafiken på Sverige till ca 1 miljard kr (inkl. effekter p.g.a. Öresundsbron). Särskilt hårt drabbas trafiken på Kvarken samt vissa linjer från Västkusten och i Öresund. Finlandstrafiken från Stockholm berörs i mycket liten grad eftersom taxfreeförsäljningen kan behållas om trafiken går via Åland.

Det totala resandet blir för stort när biljettpriserna inte motsvarar marginalkostnaden av själva transporttjänsten, och en resurskrävande distributionsform – försäljning ombord – blir lön-

³⁰ SOU 1998:49.

sam. När den skattefria försäljningen avskaffas blir sannolikt de långsiktiga och strukturella effekterna mest betydelsefulla, ekonomiskt såväl som för miljön. På sikt kommer avvecklingen att leda till att det utvecklas ett transportsystem som är baserat på verklig transportefterfrågan och mer anpassat efter industrins behov. Användningen av flexibla s.k. ropax-färjor kommer troligen att öka. Hastigheten i omställningen påverkas bl.a. av prisutvecklingen på andrahandsmarknaden för stora passagerarfärjor.

Omställningen kommer sannolikt att leda till mindre totalt trafikarbete och därmed minskade utsläpp. Om företagets lönsamhet försämras varaktigt kan samtidigt de ekonomiska resurserna för miljöarbete minska. Om priserna på godstransporter höjs påverkas konkurrensen med andra transportmedel på godsmarknaden.

Subventionering av hamnar kan leda till ett större utnyttjande av hamnarna och ökad färjetrafik, genom att antingen det totala trafikarbetet eller konkurrensen med andra trafikslag påverkas. Denna effekt är mycket svår att uppskatta, men i det här sammanhanget förmodligen försumbar. Vidare kan subventioner leda till en omfördelning av färjetrafiken. Hur färjelinjer dras och vilka hamnar de nyttjar har betydelse för dels den direkta miljöpåverkan i själva hamnen, dels inverkan på skärgårdsmiljön och inte minst anslutningstrafiken på land.

Hamnarna är i regel kommunalägda och har stor frihet att själva sätta avgifter. EG-kommissionen har pekat på att olikheterna i såväl prissättning som grad av offentlig finansiering gör att ökad konkurrens under dagens förhållanden kan snedvrída varuflöden. Kommissionen avser att utveckla ett ramverk för hamnavgifter baserat på principen att användarna skall betala den verkliga kostnaderna för de tjänster de utnyttjar, inklusive investeringskostnaden.

Indirekta subventioner i form av billigt markupplåtande har i rapporten uppskattats genom att de nyttjandeavgifter som hamnarna betalar har jämförts med markens alternativkostnad, dvs. de inkomster som kommunen skulle kunna få om man sålde eller arrenderade ut marken. Om den alternativa ersättningen vid markupplåtelse antas vara mellan 500 och 1500 kr/kvm kan subventioneringen av marken uppskattas till mellan 16 och 51 % av omsättningen. Om kostnaden för stora investeringar, knutna till markupplåtelsen, medräknas växer subventionen till 35–70 % av omsättningen.

I SCB:s *studie om miljöskatter och miljöskadliga subventioner*³¹ görs en distinktion mellan skattesubventioner och direkta subventioner. Skattesubventioner (skatterabatter, skatteavvikelser, skatteförmåner) kan kortfattat beskrivas som ett undantag i skattelagstiftningen i förhållande till en allmänt accepterad eller normal skattesats. En skattesubvention kan i många fall vara en metod att uppnå mål som lika väl kan uppnås med direkta subventioner och bidrag. Skattesubventionen utgör skillnaden mellan den faktiska skatteinbetalningen och den normala skattesatsen.

I rapporten hänvisas till Finansdepartementet som har noterat att skattesubventioner ökat i omfattning de senaste åren. De totala skatteavvikelserna inom punktskatterna har ökat från ca 24,1 miljarder kr år 1996 till beräknade 31,9 miljarder kr år 2000³².

Direkta subventioner är bidrag som betalas ut direkt till mottagaren. De direkta miljöskadliga subventionerna har minskat successivt under 1990-talet, vilket beror på de kraftiga reduktionerna av räntebidragen till bostadsbyggande. Bortser man från räntebidraget ser man att de direkta miljöskadliga subventionerna har ökat från 328 miljoner kr år 1993 till 4748 miljoner år 1998.

Det är utredningens uppfattning att den genomgång som gjorts av Naturvårdsverket och Riksrevisionsverket vad gäller svenska miljöskadliga subventioner bör fortsätta. Resultaten bör bilda underlag för omprövning av subventioner med anledning av deras eventuella miljöskadlighet. Det kan dessutom finnas behov av att utreda förekomsten av miljöskadliga skatter.

³¹ SCB, (2000).

³² Proposition 1998/99:100, bilaga 4.

11 Överväganden och förslag

En av utredningens uppgifter enligt direktiven är att bedöma behovet av effektiviseringsmål på nationell nivå och föreslå sådana mål om utredaren finner det ändamålsenligt. Konkret skulle sådana intermediära mål kunna innebära, att åtgången av råvaror och eller energi per producerad enhet av olika varor och tjänster skall nedbringas till fastlagda nivåer inom en bestämd tidsperiod. Huvudfrågan gäller således om det är lämpligt att lägga fast sådana mål och låta dem bilda underlag för att utforma politiska styrmedel inriktade på resurseffektivisering. I utredningsuppdraget ingår också att överväga behovet av särskilda åtgärder – på nationell, regional eller lokal nivå – inriktade på resurseffektivisering, och föreslå sådana åtgärder om utredaren finner det lämpligt.

Syftet med detta avslutande kapitel är att redovisa utredningens överväganden och slutsatser beträffande behovet av särskilda mål och styrmedel för resurseffektivisering. Det finns här också anledning att beröra behovet av informationsunderlag (statistik och indikatorer) som belyser produktivitetsutvecklingen beträffande naturresurser. Redovisningen skall göras mot bakgrund av en sammanfattande och politikinriktad redogörelse för utredningsresultaten då det gäller:

- uttömnings- och miljöproblemens innebörd och användbarheten hos de begrepp och mätmetoder (t.ex. faktor 10 och MIPS) som använts som argument för sådan politik,
- utvecklingstendenserna i fråga om naturresursförbrukning och resurseffektivitet i Sverige, och
- den nuvarande uppsättningen intermediära mål och styrmedel inom områdena naturresurs-, miljö- och energipolitik.

11.1 Utredningsresultat

De huvudsakliga motiven för en politik inriktad på att begränsa naturresursanvändning och miljöpåverkande emissioner har enligt utredningens uppfattning att göra med två slags brister i marknadshushållningens sätt att fungera. För *det första* externa effekter, eller frånvaro av definierade nyttjanderättigheter, som innebär att den som utnyttjar resurserna inte bär de samhälls-ekonomiska kostnaderna. För *det andra* osäkerhet/ofullständig information om miljöpåverkan, om framtida resurstillgång (inklusive teknologi) och om framtida generationers preferenser, vilket kan leda till att olika slags risker inte tillräckligt beaktas. Dessa förhållanden ger starka skäl för åtgärder, på såväl nationell som internationell nivå, för att förbättra hushållningen med naturresurser.

Utredningens granskning av de generellt inriktade begrepp och mätmetoder, som har lanserats på området, ger å andra sidan inte vid handen att de skulle ge väsentliga bidrag till utformningen av en sådan politik. Problembeskrivningar utifrån sådana begrepp som faktor 10, ekologiskt fotavtryck eller rättvist miljöutrymme kan bidra till att tydliggöra omfattningen hos problemen på området, fungera som "väckarklockor" och ge miljöfrågorna nödvändig vikt i politiska beslutsprocesser. Men som vägledning för politikens utformning har de allvarliga brister. Orsaken till detta är främst benägenheten att formulera begrepp och rekommendationer utifrån stora aggregat, där olika slags resurser räknas samman efter vikt (eller yta). Inga försök görs att differentiera utifrån brist- eller skadlighetskriterier, trots att skillnaderna i dessa avseenden mellan olika slags resurser kan vara utomordentligt stora.

Till betydande del förefaller problembilden i fråga om koldioxid ha fått tjäna som mönster och på ett okritiskt sätt förts över till hela naturresurs/miljöområdet. Om en sådan ansats får bilda grund för naturresurs- och miljöpolitikens utformning, innebär det enligt utredningens uppfattning mycket stora risker för felaktiga prioriteringar och ineffektiv resursanvändning.

En politik inriktad på att förhindra eller begränsa miljöskador och skydda reproduktionsförmågan i ekosystem bör så långt möjligt baseras på uppskattningar av de externa effekternas storlek och av kritiska belastningsgränser, individuellt för olika slags resursanvändning och utsläpp. Kunskapsläget är visserligen i de flesta fall otillräckligt för att med säkerhet beräkna sådana "skadefunktioner". Hushållningsproblemens karaktär gör det dock ofrånkomligt att en uppskattning av skaderisker och kostnader måste

ligga till grund för prioriteringar och för bestämning av etappmål på olika delområden. Osäkerheten innebär samtidigt ett behov av fortlöpande uppföljning och omprövning – prioriteringar och mål måste revideras med hänsyn till ny kunskap och nya värderingar.

Beslut om naturresurs- och miljöpolitik måste givetvis också baseras på erfarenheter av hur hushållningen fungerat vid rådande marknadsbetingelser och utformning av politiken. Utredningen har sökt belysa hur användningen av råvaror och energi har utvecklats i Sverige de senaste årtiondena, och dessutom tendenserna beträffande vissa typer av emissioner. Med detta som bakgrund har också några illustrerande modellkalkyler redovisats, avseende tänkbar utveckling fram till år 2030.

Resultaten beträffande *materialanvändning* visar en betydande höjning av materialproduktiviteten i det svenska näringslivet under den senaste 40-årsperioden. Delvis har den åstadkommit genom teknikförändringar, trots att relativpriset på råvaror sjunkit under perioden. Den dominerande orsaken till höjd materialproduktivitet har dock varit sammansättningsförändringar i efterfrågan och i näringslivets produktion – en omfördelning från råvarukrävande till arbetskrafts- och kunskapsintensiv produktion. För näringslivet som helhet handlar det om ungefär en halvering av den specifika förbrukningen av råvaror under de senaste 40 åren. Råvaru-användningen i absoluta tal 1996 var trots detta ungefär 50 procent högre än 1957.

Det bör också framhållas att den tendens till minskad specifik användning som konstaterats för andra material inte återfinns då det gäller användningen av baskemikalier. Med hänsyn till riskerna för allvarliga miljöskador framstår utvecklingen på kemikalieområdet som ett av de viktigaste – och samtidigt mest svårhanterade – ansvarsområdena för miljöpolitiken.

Utvecklingen i fråga om total *energianvändning* har varit likartad den för råvaror, samtidigt som en kraftig omfördelning skett på de flesta användningsområden, från olja till el. Trots en minskning av den specifika energiförbrukningen – räknad i TWh per BNP-krona i fasta priser – har den totala energianvändningen ökat med ca 25 procent mellan 1970 och 1998. Tendenserna till ”energi-effektivisering” har varit relativt starka inom industrin och sektorn Bostäder och service, men betydligt svagare i transportsektorn.

Hushållningen med energi har varit föremål för politiska styråtgärder med olika motiv under olika perioder. Tidvis har uttömningsrisker (för skogsråvara eller fossila bränslen) varit ett uttalat motiv. När det gäller energitillförsel och energiomvandling i

allmänhet kan dock risk för uttömning inte ses som ett problem på lång sikt. Motiv för statlig styrning av energihushållningen måste i stället härledas från riskerna för miljöskador. Sådana miljöeffekter uppkommer emellertid endast till en del i användningsledet – t.ex. vid förbränning av kol och petroleumprodukter. När de externa effekterna i stället återfinns i tidigare led, t.ex. i olika slags elproduktion, innebär en politik riktad mot användningen betydande risker för effektivitetsförluster. Det är angeläget att nå fram till internationella system av styrmedel, som direkt kan påverka produktionsledet och påskynda utveckling av miljövänlig elproduktion.

Den aktiva miljöpolitik, som har byggts upp och vidareutvecklats under de senaste årtiondena, har varit framgångsrik då det gäller att reducera vissa *miljöpåverkande utsläpp*. Det trendbrott för koldioxidutsläppen, som inträffade i början av 1980-talet, har visserligen delvis orsakats av ökad tillgång och sänkta relativpriser på el och fjärrvärme. Till stor del har förbättringen dock åstadkommit genom prispåverkande styrmedel – en successiv skärpning av beskattningen för drivmedel och fossila bränslen. Utsläppen av svavel och kväveoxider har samtidigt nedbringats kraftigt med hjälp av avgifter och andra miljöpolitiska åtgärder.

Politiken har skärpts och gjorts mer verkningsfull också då det gäller användning, utsläpp och deponering av metaller och kemikalier/miljögifter. Till betydande del är politiken här inriktad på att helt avskaffa användning och spridning av kemiska föreningar med allvarliga (konstaterade eller befarade) hälso- och miljöeffekter. Detta är emellertid ett mycket svårkontrollerat politikområde, inte minst därför att förändrade produkter och produktionstekniker medför att nya kemiska föreningar förs in i kretsloppet. En aktiv och effektiv kemikaliepolitik, baserad på försiktighetsprincipen, kräver stora resursinsatser och ett omfattande internationellt samarbete för politikutveckling och kontroll.

Kretsloppspolitik – dvs. politik inriktad på producentansvar, effektivt omhändertagande och återanvändning av restprodukter – är ett delvis utvecklat och mycket omdebatterat delområde av naturresurs- och miljöpolitiken. Av redogörelsen i förra kapitlet framgår att politiken behöver utvecklas inte minst då det gäller samhällsekonomiska utvärderingar av regleringar och ökad användning av ekonomiska styrmedel (t.ex. system med återvinningsbevis).

Ett huvudresultat av utredningens *framåtriktade kalkyler* är att utvecklingen mot höjd naturresursproduktivitet i den svenska

ekonomin troligen kommer att fortsätta under de närmaste årtiondena. Dock kommer produktivitetsoökningen vid oförändrad politik inte vara tillräcklig för att förhindra en ökning i absoluta tal av råvaruanvändning och miljöpåverkande utsläpp. Produktivitetshöjningen – minskad specifik användning av råvaror och energi – är främst resultatet av förskjutningar i produktionens och efterfrågans sammansättning i riktning mot varor och tjänster med mindre anspråk på sådana resurser. Däremot kommer marknadsbestämda förändringar i relativa priser på varor och produktionsfaktorer inte att främja ökad hushållning med naturresurser. Priserna på de flesta råvaror och energivaror kommer troligen att utvecklas svagare än prisnivån för varor och tjänster i allmänhet, och deras relativpris i förhållande till arbetskraft kommer att fortsätta falla i snabb takt.

Om inga stora tekniska genombrott sker – t.ex. i fråga om fordonsmotorer och drivmedel – krävs stora höjningar av exempelvis koldioxidbeskattningen för att åstadkomma en minskning av utsläppen i absoluta tal under de närmaste årtiondena. Under förutsättning att en sådan skärpning av politiken kan genomföras stegvis och i samarbete med andra länder, behöver den dock inte medföra några dramatiska effekter i fråga om näringslivets struktur eller hushållens konsumtionsmöjligheter.

De fallstudier, som har sammanfattats i kapitel 9, syftar främst till att belysa möjliga effektivitetsvinster av politikförändringar i fråga om förnybara resurser. Beträffande *skogsbuket* konstateras att den svenska politiken på området har varit mycket framgångsrik, då det gäller att säkra skogstillgång och uthållighet. Med hänsyn till externa effekter skulle dock förändringar på vissa områden kunna innebära förbättringar. Överhållning av skogsmark skulle sålunda öka koldioxidbindning och lavproduktion. Ökad lövinblandning samt en större bredd i skogsbrukssätt skulle positivt påverka biodiversiteten. I tätortsnära skogar skulle detta också kunna ge samhällsekonomiska vinster genom att öka skogsmarkens värde från rekreationssynpunkt.

En huvudslutsats beträffande *fisket* är att system med utvidgade nyttjanderätter (fiskekvoter) är nödvändiga för att skydda olika fiskarters reproduktionsförmåga och undvika resursuttömning. Enligt utredningens mening bör denna fråga bli föremål för närmare utredning också i Sverige. De problem som orsakas av brist på definierade nyttjanderättigheter försvåras ytterligare genom subventioner till yrkesfisket i olika länder. I Sverige svarar yrkesfiske för en mycket liten del av produktion och sysselsättning, samtidigt som sport- och fritidsfiske är konsumtionsaktiviteter

som ofta tillmäts stort värde. Den refererade studien av laxfisket i Östersjön och norrländska älvar ger en illustration av de relativt sett betydande samhällsekonomiska vinster, som kan uppkomma vid begränsning av yrkesfiske i vissa områden.

Om naturresursanvändning och spridning av restprodukter till luft, vatten och ekosystem skall kunna minska väsentligt, krävs en betydande skärpning av miljöpolitiken under de närmaste årtiondena. För att en sådan politik skall kunna utformas effektivt behövs en noggrann prioritering – inriktning på sådan resursanvändning/spridning som bedöms eller befaras ha allvarliga skadeeffekter – vilket i sin tur förutsätter väsentligt förbättrad tillgång på information. Styrningen bör i görligaste mån ske med generellt och i förhållande till skadornas storlek likformigt verkande medel som ger största möjliga utrymme för valet mellan olika slags teknikförändring/resurseffektivisering och andra sätt att minska resursförbrukningen. Samtidigt ökar kraven på internationellt samarbete, genom harmonisering av lagstiftning och införande av globalt eller regionalt sammankopplade system med t.ex. överlåtbara rättigheter/kvoter.

11.2 Överväganden rörande effektiviseringsmål och styrmedel

Effektiviseringsmål

Politik för effektiv resursanvändning bör inriktas på att uppnå en situation där

- *dels* användningen av olika slags resurser för en given produktion av varor och tjänster anpassats så att de samhällsekonomiska kostnaderna minimeras,
- *dels* sammansättningen av produktion och slutlig användning är sådan att dess värde vid rådande preferenser (dess bidrag till välfärden för dagens och kommande generationer) blir så stort som möjligt.

I en marknadsekonomi uppnås effektiv resursanvändning i denna mening, om företag och hushåll konfronteras med priser på resurser och slutprodukter som svarar mot de samhällsekonomiska kostnaderna och mot användarnas värdering. För resursanvändning

där externa effekter förekommer – t.ex. i form av skadlig miljöpåverkan – krävs statliga åtgärder. Det har framgått av den föregående diskussionen i betänkandet att en sådan effektiv situation i princip kan åstadkommas, om alla kostnader ”internaliseras” genom utvidgade nyttjanderättigheter eller genom skatter och avgifter. Om en sådan politik kan genomföras fullt ut, finns inget behov av mål eller normer uttryckta i kvantitetstermer och inte heller av styrmedel som reglerar resursanvändning eller val av produktutformning/produktionsteknik.

Situationen kompliceras emellertid genom att det existerar andra avvikelser från en ”perfekt marknadsekonomi”. Ofullständig kunskap och information, risk och osäkerhet är de i detta sammanhang mest betydelsefulla. Så förutsätter exempelvis en internalisering av miljökostnader att man har fullständig kunskap om effekterna på miljön och skadekostnaden. I verkligheten handlar det om att hantera en risksituation, där informationen om skadekostnader är i hög grad ofullständig. Härtill kommer förekomsten av s.k. kritiska belastningsgränser, varmed avses att skadekostnaderna kan tänkas stiga brant vid vissa nivåer på utsläppen (eller de över tiden ackumulerade utsläppen). Ett näraliggande exempel är försurning som följd av svavelutsläpp, ett annat är klimatpåverkan från bl.a. utsläpp av koldioxid. När det gäller vissa metaller och andra kemikalier kan miljö- och hälsoeffekterna i efterhand visa sig vara av sådan storleksordning att användning av dessa ämnen över huvud taget inte borde ha fått förekomma.

Existensen av risk och osäkerhet, och av kritiska belastningsgränser, ger enligt utredningens mening starka skäl för att lägga fast kvantitativa mål i form av maximigränser för vissa typer av råvaru-användning och miljöpåverkande utsläpp (både direkta och diffusa). Målen bör baseras på en försiktighetsprincip, dvs. en hög, negativ riskvärdering bör tillämpas för utsläpp med svårbedömda miljöeffekter. Det är också viktigt att dessa mål revideras fortlöpande, allteftersom ny information framkommer om skade- och/eller åtgärds-kostnader. Målen bör i görligaste mån knytas till användning/utsläpp i *hela ekonomin* – eller, i fallet med regionala miljöeffekter, i de berörda geografiska områdena. Om målen i stället knyts till användning/utsläpp i enskilda sektorer eller branscher, finns stora risker för effektivitetsförluster.

Behovet av kvantitetsmål eller normer av här diskuterat slag utgör bakgrunden till det omfattande arbete med formulering och operationalisering av miljöpolitiska mål, som nyligen har redovisats av miljömåls- och klimatkommittéerna. Det bör framhållas att de

långsiktiga mål och etappmål som aktualiseras där avser *nivån i absoluta tal* för (exempelvis) olika slags utsläpp. En sådan formulering av målen ligger också närmast till hands med hänsyn till förekomsten av kritiska nivåer och belastningsgränser. Uppdraget för denna utredning avser emellertid inte primärt att bedöma behov och lämplig utformning av sådana nivårelaterade mål för resursanvändning eller emissioner.

I utredningsuppdraget ingår däremot att bedöma behovet av *effektiviseringsmål* på nationell nivå och föreslå sådana mål om utredaren finner det ändamålsenligt. Med effektiviseringsmål avses i detta sammanhang mål som knyts till åtgången av naturresurser (som råvara eller recipient för utsläpp), räknad per enhet produktion eller konsumtion. Med den terminologi som använts tidigare i betänkandet handlar det om produktivitetsmål, knutna till naturresurs-, material- och energiproduktivitet. Tre exempel på tänkbara målformuleringar kan här tjäna som illustration:

1. Att den totala insatta mängden av råvaror (räknad i ton) som används som insats i svensk produktion år 2030 dividerad med BNP samma år (räknad i prisenivån år 2000) inte får överstiga 50 procent av motsvarande kvot för år 2000.
2. Att kvoter av samma slag, i förhållande till BNP eller inhemsk användning, uppställs individuellt för olika slags råvaror.
3. Att de totala utsläppen av (exempelvis) koldioxid som förorsakas av svensk produktion eller av svensk slutlig användning år 2030, dividerade med BNP respektive slutlig användning, inte får överstiga 50 procent av motsvarande kvot för år 2000.

Det kan också vara fråga om att produktivitetsmål av motsvarande slag ställs upp på mer detaljerad nivå, för produktionen i vissa branscher eller av vissa varuslag. Ett annat tänkbart exempel är mål knutna till hushållens specifika energianvändning, för uppvärmning eller transporter.

Det handlar också här om målformuleringar av det slag som diskuterades i förra kapitlet, avsedda som hjälpmedel för att uppfylla mer grundläggande effektivitets- och/eller fördelningsmål. Frågan gäller således hur väl effektiviserings- eller produktivitetsmål kan fylla detta syfte i förhållande till andra sätt att operationalisera politikens grundläggande mål.

Att utredningen inte betraktar en målformulering av typ 1 ovan som ändamålsenlig torde ha framgått av den tidigare framställ-

ningen rörande faktor 10. Mätmetoder och kvantitativa mål, som läggs till grund för prioriteringar och utformning av politik, måste grundas på en rimlig värdering och sammanvägning av relevanta effekter/kostnader. En summering av naturresursanvändning i ton uppfyller inte det kravet. Den följande diskussionen kan därför begränsas till att avse de övriga skisserade alternativen, där målen avser produktiviteten för enskilda kategorier av naturresurser.

Enligt utredningens uppfattning finns emellertid ingen plats heller för effektiviserings- eller produktivitetsmål av det slaget i en naturresurs- och miljöpolitik som syftar till att åstadkomma samhällsekonomiskt effektiv resursanvändning. Orsaken är att en inriktning av politiken på bestämda metoder eller mekanismer för att begränsa naturresursanvändning innebär allvarliga risker för suboptimering och onödigt höga samhällsekonomiska kostnader. Om anpassningen bör ske genom förändringar i produktionen som höjer naturresursproduktiviteten, genom reningsåtgärder och förbättrad avfallshantering, genom strukturförändringar eller förändringar av hushållens konsumtion skall inte bestämmas på förhand på central, politisk nivå. De etappmål eller normer som ställs upp för politiken bör därför avse absoluta nivåer för t.ex. olika slags emissioner och inte knyts till bestämda mekanismer som t.ex. höjd naturresursproduktivitet.

Det bör framhållas att detta synsätt inte innebär att detaljerad *information* om resurseffektivisering (produktivitetsutveckling för olika slags naturresurser) skulle sakna värde som underlag för beslut om politikens inriktning och utformning. Som förut framhållits är just bristen på information om bl.a. åtgärds- och skadekostnader ett av de största hindren för effektiv hushållning med naturresurser och miljökapital. För fastställande och successiv omprövning av kvantitativa mål och för utformningen av styrmedel är det av stor vikt att ha tillgång till information inte bara om miljötillståndet utan också om utvecklingstendenserna i fråga om naturresurshushållning. Detta gäller lika väl som tillgång till statistisk information om arbetsproduktivitets utveckling är nödvändig för uppföljning och utformning av ekonomisk politik. Dataunderlag som krävs för att kunna bedriva effektiv miljöpolitik behöver samlas in och systematiseras i större utsträckning än vad som görs idag. Arbetet med att vidareutveckla miljöräkenskaperna är ett viktigt exempel. Även denna utredning har initierat ett sådant arbete, men mycket återstår att göra. Tidsserier för utsläpp kopplade till en detaljerad branschnivå är en sådan typ av data. SCB och Naturvårdsverket är centrala aktörer på detta område. Tids-

serieperspektivet har hittills varit mycket styvmoderligt behandlat och situationen har dessutom förvärrats av en lång tids- eftersläpning med avseende på framförallt miljöräkenskaperna.

Styrmedel

När det gäller åtgärder/styrmedel innebär utredningsuppdraget, strikt tolkat, att föreslå åtgärder som kan aktualiseras om så bedöms nödvändigt *för att uppnå effektivitetsmål* på nationell nivå på kort och lång sikt. Då utredningen inte bedömer det vara nödvändigt eller lämpligt att sådana effektivitetsmål ställs upp och läggs till grund för politikens utformning, följer att utredningen inte heller anser behov föreligga för åtgärder utformade med sikte på att nå sådana mål.

För att undvika missförstånd och göra ställningstagandet beträffande åtgärder/styrmedel tydligare finns emellertid anledning att också diskutera en något annorlunda formulerad fråga, nämligen:

- Finns det anledning att inom naturresurs- och miljöpolitiken, vid sidan av ”internaliserande” styrmedel såsom skatter, avgifter och överlåtbara utsläppsrätter, också använda åtgärder (t.ex. regleringar eller avgifter) som direkt knyts till resursanvändning eller utsläpp räknade per producerad enhet?

Som har framgått av redogörelsen i avsnitt 10.3 är många styrmedel inom den nuvarande miljöpolitiken utformade på detta sätt. Ett sådant exempel är regleringar, eller frivilliga överenskommelser, som innebär att utsläpp av vissa ämnen i bilavgaser inte får överskrida fastlagda nivåer räknat per fordonskilometer eller per enhet använt drivmedel. Ett annat är de villkor beträffande utsläpp till luft eller vatten, som läggs fast i tillståndsgivningen för större industri- anläggningar.

Användningen av detta slags produktivitetskrav som miljöpolitiska styrmedel på detaljerad bransch- och anläggningsnivå måste ses mot bakgrund av den ”näst bästa situation”, som föreligger, då valmöjligheterna beträffande styrmedel är begränsade av olika praktiska skäl. Det är i många fall inte praktiskt möjligt att utforma styrmedlen på det sätt som från principiell/teoretisk synpunkt vore mest önskvärt, t.ex. som avgifter på faktiska utsläpp från fordon eller industrianläggningar.

I situationer av detta slag kan restriktioner avseende specifika utsläpp – dvs. produktivitetskrav som ställs på fordon eller produktionsutrustning – i en del fall vara det bästa alternativet. Men som framhållits i förra kapitlet ställer en så utformad politik stora krav på de ansvariga myndigheterna beträffande kontroll och uppföljning, och dessa krav uppfylls inte alltid. Det bör dessutom understrykas att kraven på kontinuerlig omprövning måste ställas högre i fråga om selektivt utformad politik av här aktuellt slag än för mer generellt verkande styrmedel. Politisk styrning ”på mikro-nivå” innebär nämligen stora risker för att teknikvalet låses till de alternativ som är kända (och betraktas som bästa tillgängliga teknik) vid tidpunkten för tillståndsgivning eller överenskommelser med företag. Incitamenten för att finna nya, mer effektiva lösningar försvagas.

En annan typ av ”näst bästa” situation, där användning av ett slags produktivitetsrelaterade styrmedel kan tänkas vara motiverad, är då man i Sverige vill föra en mer ambitiös miljöpolitik än i omvärlden. Högre beskattning av exempelvis den svenska industrins bränsleanvändning eller koldioxidutsläpp kan tänkas medföra att viss energikrävande produktion flyttas till konkurrentländer (jfr. diskussionen av den s.k. emigrationshypotesen i kapitel 4). Farhågor för oavsedda effekter av detta slag har aktualiserat lösningar där höjda energi- eller koldioxidskatter kombineras med en återbetalning i proportion till produktionens storlek till företag i exempelvis massa-, pappers- och stålindustrin. I dag finns i Sverige ett sådant system vad gäller kväveoxidutsläpp från energiproduktion i fasta förbränningsanläggningar.

Från miljöpolitisk synpunkt är sådana lösningar – som i stort motsvarar beskattning utifrån specifik användning – överlägsna de i stället tillämpade systemen med skattenedsättning för industrin eller för bestämda industribranscher. Handelspolitiska restriktioner, bl.a. EU-regler, har dock i praktiken gjort det mycket svårt att tillämpa en sådan kombination av skatter och subventioner på industri- eller branschnivå. Om fungerande internationella system kan införas, t.ex. i form av överlåtbara utsläppsrätter för koldioxid, bortfaller också argumenten för denna typ av miljöpolitiska lösningar.

Sammanfattningsvis är således utredningens uppfattning att inget behov föreligger att införa nya intermediära mål eller styrmedel direkt inriktade på energieffektivisering (höjning av naturresursproduktivitet). Vissa av de regleringar och kontrollsystem, knutna till mått på miljö- eller naturresursproduktivitet, som nu

tillämpas på bransch- och anläggningsnivå, torde dock fortfarande behöva användas i de fall det saknas praktiska möjligheter att ersätta dem med mer generellt verkande medel.

Det system av styrmedel som på längre sikt bör eftersträvas, när det gäller statlig och mellanstatlig naturresurspolitik, innehåller emellertid i huvudsak fyra kategorier av åtgärder:

- Utvidgning av nyttjanderätter för naturresurser i form av överlåtbara kvoter och utsläppsrätter. Dessa bör läggas fast utifrån etappmål i form av maximigränser i absoluta tal för resursuttag eller utsläpp på regional eller global nivå (beroende på miljöproblemens karaktär).
- Skatter eller avgifter som fastställs utifrån uppskattningar av skadekostnader för användning/spridning av olika slags resurser. Då skadekostnader inte kan beräknas får nivån i stället väljas så att valda maximigränser för resursåtgång eller utsläpp uppfylls.
- Förbud mot användning/spridning av kemiska föreningar som medför eller befaras medföra mycket allvarliga miljö- och hälsoeffekter.
- Forskning, statistikinsamling (bl.a. vidareutveckling av miljöräkenskaperna) och spridning av information rörande dels miljöeffekter, dels teknik för hushållning med naturresurser.

Referenser

Ahner, E. och Brann, K., (1996). "Fisk – en miljöhotad naturresurs". Konjunkturinstitutet.

Andersson, Karin & Ekvall Thomas, (1999). "Utvärdering av återvinning för Göteborgsområdet", Kretsloppsnämnden, Göteborg.

Aronsson, T., Johansson, P-O. & Löfgren, K-G., (1997). "Welfare Measurement, Sustainability and Green National Accounting: A Growth Theoretical Approach". Edward Elgar Publishing, Cheltenham.

Avfallsforskningsrådet, (1999). "Dematerialisation and Factor 10", AFR 240.

Avfallsforskningsrådet, (2000). "Sätt fokus på teknisk utveckling! Teknisk utveckling, resursanvändning och Faktor 1", AFR 298.

Ayres, R. U. & Ayres, L. W. (1996). "Industrial Ecology, Towards Closing the Materials Cycle". Elgar. Cheltenham.

Ayres, R. U. & Ayres, L. W. (1998). "Accounting for resources, 1. Economy wide applications of mass balance principles to material and waste". Elgar. Cheltenham.

Ayres, R. U. & Ayres, L. W., (1999). "Accounting for resources, 2. The life cycle of materials". Elgar. Cheltenham.

Barnett, H. J. & Morse, C. (1963). "Scarcity and Growth". John-Hopkins Press (Resources for the Future), Baltimore.

- Baumol, W. J., (1986). "On the Possibility of Continuing Expansion of Finite Resources". *Kyklos*, vol. 39.
- Beckerman, (1995). "Small is Stupid – Blowing the Whistle on the Greens", London, Ducksworth.
- Björklund, J., (2000). "Hänsyn till renskötsel vid långsiktig planering av virkesproduktion". Examensarbete vid Inst. för Skoglig Resurshushållning och Geomatik, SLU, Umeå.
- Bohm, P., (1981). "Deposit-Refund System-Theory and applications to environmental conservation, and consumers policy". Baltimore, John Hopkins University Press.
- Bohm, P., (1988). "Samhällsekonomisk effektivitet". SNS förlag. Uddevalla.
- Borgström, G., (1967). "The Hungry Planet".
- Bostedt, G. & Holgén, P., (2000). "Effektivitetsperspektiv på nyttjandet av skogsresursen – En naturresursekonomisk analys". Umeå Economic Studies, No. 119, Umeå.
- Botsford, L., Castilla, J. C. & Peterson, C., (1997). "The Management of Fisheries and Marine Ecosystems", *Science*, vol. 277.
- Boverket, (1998). "Vilka effekter har energibidragen?"
- Breffle, W. S., Morey, E. & Waldman, M. (2000). "Combining Sources of Data in the estimation of Consumer Preferences: Estimating Damages to Anglers from Environmental Injuries". Department of Economics, University of Colorado-Boulder.
- Brown, L., (1998). "The World Watch Reader", Worldwatch institute.
- Brown, L., Flavin, C. & French, H. m.fl., (1999). "State of the World 1999", Worldwatch institute.
- Brännlund, R. & Kriström, B., (1998). "Miljöekonomi". Studentlitteratur, Lund.

Burwoll, A., (1998). "The cost of Alternative Policies for Paper and Plastic Waste". Reports 98/2, Statistics Norway, January 1998.

Carlén, O., Mattsson, L., Atlegrim, O. & Sjöberg, K. (1999). "Cost Efficiency in Pursuing Environmental Objectives in Forestry". *Journal of Environmental Management*. vol. 55, s. 111–125.

Carlsson, B. & Erlandson-Hammargren, E., (1994). "Trollingfisket i Hanöbukten – en utredning om det ekonomiska värdet", Folkhögskolan Bräkne-Hoby.

Coopers & Lybrand, (1996). "Cost-benefit Analysis of the Different Municipal Solid Waste Management System: Objectives and Instruments for the Year 2000". Studie för Europeiska kommissionen, DG XI, Final report, mars 1996.

Daly, H. and Cobb, J. (1989, 1994). "For the Common Good", Beacon Press, Boston.

Dasgupta, P. and Heal, G., (1979). "Economic Theory and Exhaustible Resources", Cambridge University Press, Cambridge.

Dasgupta, P., Kriström, B & Mäler, K-G. (1995). "Current Issues in resource accounting", in Johansson, P-O., Kriström, B & Mäler, K-G., *Current Issues in Environmental Economics*, Manchester University Press.

Dir. 2000:56. "Ett system för certifikathandel baserat på kvoter för användningen av el från förnybara energikällor".

DN, (1999-04-22). Uppgifterna härstammar från en rapport av Olof Molinder, OMvärden Konsult AB, som ligger till grund för ett policydokument inom EU, att minska apparaters elanvändning i standby-läge.

Drake, L.,(1987). "Värdet av bevarat jordbrukslandskap. Resultat av intervjuundersökningar". Rapport No. 289, Inst. för ekonomi, SLU, Ultuna.

Drake, L., (1988). "Sätt pris på miljön – jordbrukslandskapet värderat".

Ekonomisk Debatt No. 5, s. 368–377.

EEA, (1999). "Environment in the European Union at the turn of the Century". Environmental Assessment report No. 2.

Eliasson, P., (1994). "Miljöjusterade nationalräkenskaper för den svenska skogen åren 1987 och 1991". Rapport No. 108, Inst. för Skogsekonomi, SLU, Umeå.

Eliasson, P., (1996). "Evaluation of Carbon Fixation in the Context of National Accounts". Arbetsrapport No. 231, Inst. för Skogsekonomi, SLU, Umeå.

Eriksson, O., Sandewall, M. & Wilhelmsson, E. (1987). "A Model for Analyzing Influence of Timber Production on Lichens for Reindeer Grazing". Rangifer vol. 7, s. 15–32.

Erlandson-Hammargren, E. & Carlsson, B. (1991). "Sportfiskets ekonomiska värde – en undersökning av Domänverkets kronolaxfiske i Mörrum". Folkhögskolan Bräkne-Hoby.

ESO, (1999). "Återvinning utan vinning – en ESO-rapport om sopor", Rapport nr 1999:66.

Expertgruppen för energihushållning, (1977). "Energibesparingar inom transportsektorn" (Ds I 1977:12).

Eyre, N., (1998). "A golden age or a false dawn? Energy efficiency in UK competitive market energy markets". Energy Policy vol. 26.

Finansdepartementet, (1992). "Nationalförmögenheten" bilaga 11 till Långtidsutredningen 1992.

Finansdepartementet, (1997). "Fisk och Fusk – Mål, medel och makt i fiskeripolitiken", Ds 1997:81.

Finansdepartementet, (2000) "Miljö och ekonomi – scenarier fram till år 2015". Bilaga 2 till Långtidsutredningen 1999/2000.

Finansdepartementet, (2000). "Vad är hållbar utveckling". Bilaga 7 till Långtidsutredningen 1999/2000.

Finn, B. & Snellman, J., (1997). "Samhällsekonomiska förutsättningar för att utveckla sportfisketurism i Sverige". Centrum för transport och samhällsforskning, CTS Working paper 1997:5, Borlänge.

Finn, B. & Snellman, J., (1997). "Socioekonomisk undersökning av fisket efter lax". Centrum för transport och samhällsforskning, CTS Working paper 1997:4, Borlänge.

Fiskeriverket, (1999). "Fiskeriverkets sektorsmål för ekologiskt hållbar utveckling". Fiskeriverket information 1999:7.

Folke, C. & Kautsky, N., (1996). "The Ecological Footprint Concept for Sustainable Seafood Production". Beijer Discussion Paper Series No. 72.

Fredman, P. (1995). "The Existence of Existence Value. A Study of the Economic Benefits of an Endangered Species". Journal of Forest Economics, vol. 1, s. 307–328.

Friends of the Earth Europe, (1995). "Towards a Sustainable Europe – the Study".

Glombek, R. & Raknerud, A., (1995). "Environmental regulations and Manufacturing Employment: A Microeconomic Study on Norwegian Data", Foundation for research in Economics and Administration. The World Bank.

Gollop, F. M. & Swinand, G. P., (1998). "From total factor to total resource productivity: An Application to agriculture" American Journal of Agricultural Economics vol. 80, 577–583.

Gong, P. & Kriström, B. (1999). "Regulating Forest Rotation to Increase CO₂ Sequestration". Arbetsrapport nr 272, Institutionen för skogsekonomi, SLU, Umeå.

Griffin, J. M. & Steele, H., B. (1980). "Energy Economics and Policy". New York, Academic Press.

Grossman, G. & Krueger, A., (1991). "Environmental Impacts of a North American Free trade Agreement", National Bureau of Economic Research, Working paper nr 3914, Cambridge.

Gröna nyckeltal för en ekologiskt hållbar utveckling, SOU 1998:170.

Gröna nyckeltal – följ den ekologiska omställningen. SOU 1999:127.

Gärdenfors, U. (ed.), (2000). "Rödlistade arter i Sverige 2000 – The 2000 Red List of Swedish Species". ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Haas m.fl, (1998). "Impacts on electricity consumption of household appliances in Austria: a comparison of time series and cross-section analyses". Energy Policy vol. 26.

Hammer, M. (1994). "Natural and Human-made Capital Interdependencies in Fisheries – Examples from the Baltic Sea". Natural Resources Management Institute, Department of Systems Ecology, Stockhoms universitet.

Hanna, S. (1999). "Strengthening governance of ocean fishery resources", Ecological Economics 31, p 275–286.

Hannrup, B. & Setterlind, P., (1992). "Tätortsnära skogsbruk i Olofströms kommun". Examensarbete vid Inst. för Skogsskötsel, SLU, Umeå.

Hansson & Brusewitz, (1997). "Höjd koldioxidskatt och höjd energiskatt på elektrisk kraft: effekter på hushållens välfärd och konsumtion" SOU 1997:11 "Skatter, miljö och sysselsättning – bilagedelen".

Harrison & Kriström, (1997). "Carbon taxes in Sweden" SOU 1997:11 "Skatter, miljö och sysselsättning – bilagedelen".

Hellstrand, S. Skånberg, K. Rydberg, T. & Drake L., (2000). "Hållbar tillväxt? – en förstudie om den ekonomiska tillväxtens naturresursberoende och miljöpåverkan i Sverige 1950–1997", förstudie till FRN, stencilupplaga

Hettige, H. & Wheeler, D. (1998). "Industrial Pollution in Economic Development (Kuznets Revisited)". Policy Research Working Paper 1876, Världsbanken, 1997.

Hilton, H. & Levinson, A., (1998). "Factoring the Environmental Kuznets Curve: Evidence from Automotive lead Emissions", *Journal of Environmental Economics and Management* 35 (126–141).

Holgén, P. & Lind, T., (1995). "How do Adjustments in the Forest Landscape Resulting from Environmental Demands Affect the Costs and Revenues to Forestry?". *Journal of Environmental Management*, vol. 45, s. 177–187.

Holmlund C. & Hammer M., (1999). "Ecosystem services generated by fish populations", *Ecological Economics* 29, p. 253–268.

Hueckel, G. (1975). "A Historical Approach to Future Economic Growth". *Science*, vol. 187.

Hultkrantz, L. (1991). "Guld och gröna skogar – miljömodifierade nationalräkenskaper för inkomster från skogstillgångarna". I: SOU 1991:38. "Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper". Allmänna Förlaget, Stockholm.

IEA, (1998). Standing Group on Longterm Cooperation/Energy Efficiency Working Party (1998), (1998) "The rebound Effect: A Review of U.S. Literature", IEA/SLT/EC(98), Paris.

IEA, (1999). "Energy Efficiency: The role of prices and technology development" IEA/SLT(99)24.

IPPC, (1996). "Climate Change 1995, Impacts, Adaptions and mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses", Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge:Cambridge University Press.

IVA/FRN, (1998). "Möjligheter och hinder på väg mot faktor 10 i Sverige". Forskning till stöd för en hållbar utveckling, Bilaga 4a.

Jackson, T. & Stymne, S., (1996). "Sustainable Economic Welfare in Sweden, A pilot Index 1950–1992". Stockholm Environment Institute.

Jacobsen, H. K., (2000). "Technology diffusion in energy-economy models: The case of Danish vintage models". The Energy Journal. Cambridge.

Jansson, A. ed. m.fl. (1994). "Investing in Natural Capital, The Ecological Economics Approach to Sustainability". Island Press. Washington.

Jernelöv, A., (1992). "Miljöskulden. En rapport om hur miljöskulden utvecklas om vi ingenting gör". SOU 1992:58.

Johansson, T. B. & Steen, P., (1985). "Perspektiv på Energi – Om möjligheter och osäkerheter inför energiomställningen".

Johansson, Ö., (1967). The Gross Domestic Product of Sweden and its Composition. Uppsala.

Jordbruksverket, (1998). "Minskade hälso- och miljörisiker vid användning av bekämpningsmedel". Rapport 1998:9.

Kerr, A, (1999). Departement of the Environment, UK, Quality of Life counts.

Kemikalieinspektionen (1997). Mercury in products – a source of transboundary pollutant transport. Rapport nr 10/97.

Konjunkturinstitutet, (1996). "Fisk – en miljöhotad naturresurs", bilaga till "Sveriges kostnader för kväveutsläpp" en delrapport av konjunkturinstitutets miljöräkenskapsarbete.

Konjunkturinstitutet, (1998). "En utvärdering av FN:s miljöräkenskapsuppställning", Rapport 1998:9.

Konjunkturinstitutet. Working Papers nr 69.

Kooreman, P. & Steerneman, T., (1998). "A note on the energy-efficiency investments of an expected cost minimizer". Resource and Energy Economics vol. 20 s. 373–381.

Kretsloppsdelegationen, (1995). "Marknad för kretslopp", Rapport 1995:10.

Kretsloppsdelegationen, (1997). "Strategi för Kretsloppsanpassade material och varor", rapport 1997:14, Stockholm.

Krutilla, K. & Fisher, A., (1975), "The Economics of Natural Environments", Washington DC: Resources for the Future.

Kågeson, P., (1997). "Growth versus the Environment – Is There a Trade-off". PhD, Institutionen för miljö- och energisystemstudier, Lunds Universitet.

Layman, R. C., Boyce, J. R. & K. R. Criddle, (1996). "Economic Valuation of the Chinnok Salmon Sport Fishery of the Gulkana River, Alaska, Under Current and Alternate Management Plans." *Land Economics*, 72 (1).

Leonard, J., (1988). "Pollution and Struggle for the World product". New York: Cambridge University Press.

Lindmark, M., (1998). "Towards Environmental Historical National Accounts for Sweden. Methodological Considerations and Estimates for the 19th and 20th Centuries" *Umeå Studies in Economic History* 21 PhD dissertation.

Lindmark, M., (2000). "Koldioxideffektivitet i ett ekonomisk-historiskt perspektiv". Underlag till resurseffektivitetsutredningen, Fi 1999:02.

Långtidsutredningen, (1999). "Kretsloppsanpassning ur ett samhällsekonomiskt perspektiv", bilaga 4 till Långtidsutredningen 1999.

Länsstyrelsens i Norrbotten hemsida, <http://www.bd.lst.se/press/2000/001011.htm>.

Marklund, P-O., (1997). "Skatter, miljö och sysselsättning", SOU 1997:11, bilagedel, rapport 11.

Mattsson, L. & Li, C. Z., (1994). "How do Different Forest Management Practices Affect the Non-Timber Value of Forests? An Economic Analysis". *Journal of Environmental Management*, vol. 41, s. 79–88.

Mattsson, L. & Li, C.Z., (1993). "The Non-Timber Value of Northern Swedish Forests: An Economic Analysis". *Scandinavian Journal of Forest Research* vol. 8, s. 426–434.

Meadows m.fl., (1972). "The Limits to Growth – A report for the Club of Rome's project on the Predicament of Mankind".

Mieczkowski, Z. (1990). "World Trends in Tourism and Recreation". Peter Lang Publishing, New York.

Miljö- och Energiministeriet, Miljöstyrelsen, (1998). "Life Cycle Assessment of Packaging Systems for Beer and Soft Drinks". Nr 399.

Miljöförbundet Jordens Vänner, (1997). "Ställ om för rättvist miljöutrymme. Mål och beräkningar för ett hållbart Sverige".

Miljövårdsberedningen, (1999). "Gröna nyckeltal – följ den ekologiska omställningen". SOU 1999:127.

Morey, E.R., Rowe, R. D. & Watson M., (1993). "A Repeated Nested-Logit Model of Atlantic Salmon Fishing with Comparisons to Six other Travel-Cost Models". *American Journal of Agricultural economics*, Augusti.

Moor A. & Calamai P., (1997), "Subsidizing Unsustainable Development: Undermining the Earth With Public Funds". Earth Council Institute – Canada. (På uppdrag av the Earth Council).

Mäler, K-G., (1995) "Economic Growth and the Environment", Beijer Reprint Series No. 52.

Naturvårdsverket 1994 s. 12, rapport 1994, 4384-6, "Viktiga materialflöden".

Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen, (1999). "Att finna farliga flöden, kemikalier i samhället". Rapport nr 5036.

Naturvårdsverket och SCB, (2000). "Naturmiljön i siffror 2000".

Naturvårdsverket, (1997). "Ett urval av statliga subventioner som kan antas motverka en ekologisk hållbar utveckling". Regeringsuppdrag NV dnr 631-2597-97-Ke.

Naturvårdsverket, (1997). "Fosfor och energi ur avloppsslam". Stockholm. Rapport nr 4822.

Naturvårdsverket, (1997). "Miljökatter i Sverige – ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken".

Naturvårdsverket, (1998). "Betydelsen av begränsade globala naturresurser för Sveriges utveckling". Rapport nr 4850.

Naturvårdsverket, (1998). "EU:s avfallsdefinition – ett hinder för kretsloppsanpassningen?", Rapport nr 4950.

Naturvårdsverket, (1998). deFacto; 98 "Uppföljning av föreslagna miljömål".

Naturvårdsverket, (1999). "Miljöskadliga subventioner inom färjetrafiken", Rapport nr 4990.

Naturvårdsverket, (1999). "Resurseffektivitet – att hushålla med resurser". Rapport nr 4976.

Naturvårdsverket, (2000). "Naturgrusskatten – utvärdering av skatteeffekterna", Rapport nr 5077.

Naturvårdsverket, (2000). "Tillståndet i världen 2000" (svensk översättning av State of the World 2000). World Watch Institute. Fälth och Hässler. Smedjebacken.

Naturvårdsverket/SCB, (2000). Naturmiljön i siffror.

Neumayer, E. (1999). "Weak versus Strong Sustainability". Elgar. Cheltenham.

Neumayer, E. (1999). "Weak versus strong Sustainability". Elgar, Cheltenham, UK.

Nordwall, F. & Berglund, I., (2001). "Biologiska konsekvenser vid reglering av det svenska fisket på Östersjölax". Institutionen för Vattenbruk, SLU, Umeå.

NUTEK, (1997). "Klimatrapport 1997", (1997:29).

Ny Teknik (00-06-14) "Vindkraft kan ge mer fisk i Östersjön".

Oates, W., Palmer, K., and Portney, P., (1993). "Environmental regulation and International Competitiveness. Thinking About the Porter Hypothesis". Resources for the Future. Discussion paper 94-02.

Odum, E. P. (1989). "Ecology and Our Endangered Life-support Systems". Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.

OECD, (1996), "Subsidies and Environment – Exploring the Linkages".

OECD, (1997). "Reforming Energy and Transport Subsidies".

OECD, (1997). "Globalisation and the Environment".

OECD, (1998). "Improving the Environment Through Reducing Subsidies – Part I Summary and Policy Conclusions".

OECD, (1998). "Improving the Environment Through Reducing Subsidies – Part II Analysis and Overview of Studies".

OECD, (1998). "Ecoefficiency".

OECD, (1999). "Towards Sustainable Fisheries – Economic Aspects of the Management of living Marine Resources".

OECD, (1999), "Improving the Environment Through Reducing Subsidies – Part III Case Studies".

Parfomak, P. W. (1997) "Falling generation costs, environmental externalities and the economics of conservation". Energy Policy, vol. 25, nr 10, s. 845–860.

Paulrud, A. (2000). "Ekonomisk analys av sportfiskarnas val av fiskeplats". Institutionen för Skogsekonomi, SLU Umeå, Arbetsrapport 290.

Paulrud, A. (2000). "Samhällsekonomisk värdering av sportfisket i Byskeälvsån". Skellefteå Kommun.

Paus, E. & Max-Neef, M., (1992) "Real-life economics". London. Routledge.

Persson, R., (1998). "From Industrial Forestry to Natural Resources Management – Lessons Learnt in Forestry Assistance". Publications on forestry: nr 1/1998, Dept. for Natural Resources and the Environment, Swedish International Development Agency, Stockholm.

Pihl, H., (1992). "Miljöekonomi för en hållbar utveckling", Förlagshuset öster om eden, Kristianstad.

Porter, M. E., (1990). "The Competitive Advantage of Nations". London, Macmillan.

Porter, M. E., van der Linde, (1995). "Towards a New Conception of the Environment-Completeness relationship". Journal of Economic Perspectives, vol. 9, nr 4.

Preston, S H., (1996). "The Effect of Population Growth on Environmental Quality". Population Research and Policy Review, 15 (2), 95–108.

Radetzki, M., (1990). "Tillväxt och miljö", SNS förlag.

Rees, W. E., & Wackernagel, M., (1994). "Ecological Footprints and Carrying Capacity". In: Jansson, A. M. (eds) "Investing in Natural Capital: the Ecological Economics Approach to Sustainability". Island Press, Washington D.C. s. 362–390.

Repetto, R., m.fl., (1996). "Has Environmental Protection Really Reduced Productivity Growth?" World Resource Institute, Research Report.

- Riksdagens revisorer, (1999). "Producentansvarets betydelse i avfallshanteringen". Rapport 1998/99:11.
- Riksrevisionsverket, (1998). "Subventionernas inverkan på en ekologisk hållbar utveckling". Regeringsuppdrag RRV dnr 20-97-1637.
- Riksrevisionsverket, (1999). "De lokala investeringsprogrammen i praktiken – en uppföljning av kommunernas arbete". RRV rapport 1999:37.
- Riksrevisionsverket, (1999). "Miljarden som försvann – en granskning av kretsloppsprogrammet", RRV rapport 1999:28.
- Ruth, M., (1998). "Dematerialization in five US metals sectors: implications for energy use and CO₂ emissions". Resource Policy vol. 24, 1–18.
- SCB, (1994). "Grönytor och deras tillgänglighet kring de 10 största tätorterna". Statistiska Meddelanden Na 12, Statistiska Centralbyrån, Örebro.
- SCB, (1995). "Sport- och husbehovsfiske 1995 – en undersökning om svenskarnas fiskevanor". Statistiska Centralbyrån, Örebro.
- SCB, (1997). "Välfärd och ojämlikhet i ett 20-årsperspektiv".
- SCB, (1998). "Indikatorer för hållbar utveckling". Rapport 1998:11.
- SCB, (1999). "Skogsräkenskaper – en delstudie avseende fysiska räknenskaper". Rapport 1993:3, Statistiska Centralbyrån, Örebro.
- SCB, (2000). "En Framtida nationell materialflödesstatistik". Rapport 2000:4.
- SCB, (2000). "Hushållen och miljön." Stencilupplaga, opublicerad.
- SCB, (2000). "Miljöpåverkan av svensk handel". Rapport 2000:5.
- SCB, (2000). "Statistisk Årsbok". Statistiska Centralbyrån, Örebro.

- SCB, (2000). "Miljöskatter och miljöskadliga subventioner". Statistiska Centralbyrån, Rapport 2000:3.
- Schmidt-Bleek, F., (1999). "The International Factor 10 Club's Reports of 1999". Institut Arbeit und Technik. Gelsenkirchen.
- Schmidt-Bleek, F. "MIPS book or the Fossil Fuel makers – factor 10 and more". Opublicerat material från författaren.
- Schmidt-Bleek, F., (1998). "Das MIPS-Konzept. Weniger Naturverbrauch – mehr Lebensqualität durch Factor 10". Droemer Knauer. Munchen.
- Sekretariatet för framtidsstudier, (1977). "Resurserna, samhället och framtiden". Schmidts Boktryckeri AB. Helsingborg.
- Skogsstyrelsen (1999). "Skogsvårdslagen handbok".
- Skogsstyrelsen (2000). "Skogsstatistisk Årsbok". Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skou Andersen, M., Dengsøe, N. & Branth Pedersen, A., (2000). "Vurderinger af de grønne afgifters effekter i de nordiske lande: Resultater og metodespørgsmål". Aarhus Universitet, Center for Samfundsvidenskabelig Miljøforskning.
- Solow (1986), "On the Intergenerational Allocation of Natural Resources". Scandinavian Journal of Economics.
- SOU 1974:64, "Energi 1985–2000".
- SOU 1974:65, "Energi 1985–2000", Bilaga.
- SOU 1978:43, "Miljökostnadsutredningen".
- SOU 1983:34, "Information som styrmedel".
- SOU 1983:56, "Naturresursers Nyttjande och hävd".
- SOU 1987:610, "Elhushållning på 1990-talet". Betänkande av elanvändningsdelegationen.

SOU 1991:38, "Räkna med miljön! Förslag till natur- och miljöräkenskaper". Allmänna Förlaget, Stockholm.

SOU 1992:58, "Miljöskulden".

SOU 1995:139, "Omställning av energisystemet".

SOU 1995:140, "Omställning av energisystemet", Underlagsbilagor.

SOU 1997:8, "Handel med skrot och begagnade varor".

SOU 1997:11, "Skatter, miljö och sysselsättning", bilagedelen.

SOU 1998:49, "Konsekvenser av att taxfreeförsäljningen avvecklas inom EU". Betänkande 2 från Utredningen om sjöfartens struktur- och kapitalsituation.

SOU 1999:3, "Yrkesfiskets konkurrenssituation".

SOU 1999:111, "Att söka kostnadseffektiva lösningar inom klimatområdet".

SOU 2000:23, "Förslag till svensk klimatstrategi".

SOU 2000:44, "Från byggsekt till byggsektor".

SOU 2000:45, "Handla för att uppnå klimatmål".

SOU 2000:53, "Varor utan faror".

Statens energimyndighet, (2000). "Effektiv energianvändning – en analys av utvecklingen 1970–1998". (ER 22:2000).

Statens energiverk, (1985). "Effektiv elanvändning" (1985:8).

Statens energiverk, (1985). "Energiöversikt, prognoser 1984–90" (1985:10).

Statens energiverk, (1988). "Avveckling av två reaktorer" (1988:1).

- Statens energiverk, (1988). "Elpriser och svensk industri (1988:7).
- Statens energiverk, (1989). "Miljöanpassade energiscenarier" (1989:4).
- Stern, D., Common, M. & Barbier, E., (1996). "Economic Growth and Environmental Degradation – The Environmental Kuznets Curve and Sustainable Development", World Development, vol. 24, nr 7, s. 1151–1160.
- Sterner, T., (1992). "Discounting in a world of limited Growth". Studies in Environmental Economics and Development, 1992:6. Unit of Environmental Economics, Department of Economics, Gothenburg University.
- Strålskyddsinstitutet, (1993). SSI-rapport 93-31, Hubbard L.M. & Svedjemark G. A. "Measurement of radon in the same homes in 1955 and 1990".
- Svenska miljömål, prop. 1997/98:145.
- Sveriges andra nationalrapport om klimatförändringar, Ds 1997:26. Sveriges Nationalrapport till UNFCCC.
- Tietenberg, T. H., (1992). "Environmental and Natural Resource Economics", Harper Collins Publishers Inc., New York.
- Transportrådet, (1990). "Trafik, energi och koldioxid: strategier för att reducera bränsleförbrukning och koldioxidutsläpp". Rapport 1990:11.
- UNDP, (1998). "Human development report".
- Wackernagel, M. & Rees, W., (1996). "Our Ecological Footprint". Reducing Human Impact on the Earth. New Society Publishers. Gabriola Island, Canada.
- Vatn, A., (1998). "Input versus emission taxes in a mass balance and transaction cost perspective". Land Economics vol. 74, 514–525.

Weaver, R. D., (1998). "Measuring productivity of environmentally interactive technologies: the case of agriculture and the environment". *American Journal of Agricultural Economics* vol. 80, 595–599.

Weissglas, G., Alatalo, M. & Appelblad, H., (1996). "Lax i strida strömmar". Kulturgeografiska institutionen, Umeå universitet, GERUM nr 31.

Weitzman, M. L., (1976). "On the Welfare Significance of National Product in a Dynamic Economy". *Quarterly Journal of Economics*, vol. 90, s. 156–162.

Weizäcker m.fl., (1998) "Factor Four Doubling Wealth Halving Resource Use". Earthscan.

Wibe, S., (1994) "Non Wood Benefits in Forestry – Survey of Valuation Studies". Arbetsrapport nr 109, Institutionen för skogsökonomi, SLU, Umeå.

Wirl, F., (2000). "Lessons from Utility Conservation Programs". *The Energy Journal*, vol. 21, nr 1.

Vitousek m.fl., (1986). "Human Appropriation of the Products of Photosynthesis", *Bioscience*, 36(6), 368–373.

World Bank, (1994). "Market Outlook for Major Primary Commodities, Energy, Metals and Minerals, February.

World Bank, (1996). "Market Outlook for Major Primary Commodities, Energy, Metals and Minerals", February.

Worldwatch Institute, (1999). "Vital signs 1999", ed. Lester R. Brown.

Worldwatch Institute, (2000). "Vital signs 2000", ed. Lester R. Brown.

Wrigley, E. A. (1993). "Reflections on the History of Energy Supply", *Living Standards and Economic Growth*, *Australian Economic History Review*, 1993:1 s. 3–21.

WWF-UK, (1999). "Chemical Trespass: A toxic legacy". Toxics Programme Report, July 1999.

www.umweltbundesamt.de/dux/index.htm

Särskilda yttranden

Särskilt yttrande av Kenneth Hermele

Inom regeringskansliet pågår en strid om vilket synsätt som ska dominera när "hållbar utveckling" definieras och omvandlas i politik. På ena sidan befinner sig Miljödepartementet och Miljövårdsberedningen, understödda av Naturskyddsföreningen; på andra sidan staketet finner vi Finansdepartementet. Motsättningen börjar redan när det gäller definitionen av själva begreppet: ska hållbarhet definieras i ekologiska eller i vidare socio-ekonomiska-ekologiska termer? Resultatet av att använda den vidare definitionen av hållbarhet (och alltså inkludera ekonomiska förhållanden) kan vi se i Finansdepartementets Långtidsutredning 1999/2000: "I Långtidsutredningen har hållbar utveckling tolkats i termer av att samhällets samlade kapital, bestående av realkapital samt miljö- och naturkapital, inte skall minska över tiden. (...) Beräkningarna indikerar att Sverige kan bedömas ha en hållbar utveckling."¹.

Naturvårdsverket går i sitt yttrande (Dnr 100-1718-00-HE av den 5 juni 2000) över Långtidsutredningens betänkande emot denna slutsats, som Långtidsutredningen kommer fram till med hjälp av en miljöjusterad nettonationalprodukt (som tar hänsyn till ekonomiska och en del ekologiska faktorer – dock inte till växthusgaser, ozonskiktet eller artutrotning). Och detta trots att Naturvårdsverket håller med om det vida hållbarhetsbegreppet: "Naturvårdsverket menar att avsaknaden av kritiska nivåer (dvs. absoluta värden eller volymer som natur- och miljöresurser inte får underskrida) medför att den miljöjusterade nettonationalprodukten inte ensam kan användas som mått på hållbar utveckling."

¹ SOU 2000:7 s. 146.

Den principiella skillnaden mellan dessa två perspektiv är att i den vidare hållbarhetsdefinitionen blir olika slags resurser (positiva och negativa ekonomiska, sociala och ekologiska effekter) utbytbara mot varandra. En negativ ekologisk konsekvens kvittas då mot en positiv ekonomisk. I ekologisk ekonomi kallas denna definition av hållbarhet för "svag" – eftersom den möjliggör att "hållbar utveckling" råder trots att ekologiska förhållanden ständigt försämras. En ekologisk definition av hållbarhet beskrivs på motsvarande sätt som "stark" då den håller olika former av resurser och samhällsmål åtskilda. Förenklat kan vi således säga att motsättningen inom regeringskansliet angående hållbar utveckling går mellan en svag och en stark definition av hållbarhet.

Resurseffektivitetsutredningen är ett intressant försök att överbrygga denna motsättning mellan ett ekologiskt och ett utbytbarshetsperspektiv på hållbarhet. Genomgående ställer Resurseffektivitetsutredningen den *relativa effektiviseringen* i material- och energianvändning mot den fortsatta *absoluta ökningen* i användning och miljöbelastning. Så effektiviserades energianvändningen i Sverige (mätt per BNP-krona) 1970–1989 med 25–30 procent, men i absoluta tal ökade användningen ungefär lika mycket. Och material-effektiviseringen har lett till en halvering av materialintensiteten i Sverige (mätt per förädlingsvärde) 1957–1996, men en ökning med 50 % i absoluta tal under samma period.

Här ställer Resurseffektiviseringsutredningen på ett förtjänstfullt sätt den absoluta nivån (vilket är den avgörande i ekologisk mening) mot den relativa effektiviseringen: effektiviseringen har inte varit tillräcklig för att leda till faktiska förbättringar i ekologisk mening. Alltså rör vi oss bort från – inte mot – en hållbar utveckling i stark mening.

Utredningen kommer vidare fram till att det av en del ekonomer antagna positiva sambandet mellan ekonomisk tillväxt och miljöbelastning – den s.k. Miljökuznets-kurvan: mindre miljöbelastning med mer ekonomisk aktivitet, en syn som Långtidsutredningen bejakar i alla fall "på riktigt lång sikt" (sid 123) – generellt inte är giltigt. Om ekonomisk tillväxt ska gå att förena med hållbarhet krävs en aktiv miljöpolitik.

Ett exempel på omfattningen av en sådan politik för att förena tillväxt med minskande miljöbelastning härleder utredningen från en modellkörning för Sverige fram till år 2030. Slutsatsen av modellen – som har alla sedvanliga begränsningar när det gäller tolkningsmöjligheter – är att med nuvarande politik kommer miljöbelastningen att öka avsevärt. Detta gäller såväl utsläppen av koldi-

oxid (+ 46 procent 1998–2030) som elanvändningen (+ 40 procent 1998–2030) och råvaruanvändningen (+27 procent 1993–2030). På klimatpolitikens område beräknas en niodubbling av koldioxidskatten – alltså inte av bensinpriset – stegvis fram till 2030 behöva göras för att frikoppla den ekonomiska tillväxten från ökade utsläpp av koldioxid.

En radikal och långtgående politik ligger alltså i korten när det gäller att styra den ekonomiska tillväxten så att miljöbelastningen minskar, om man ska tro utredningens eget material. Att vi inte behöver vara rädda för en sådan radikal politik av sysselsättnings- eller investerings skull, framgår av utredningens genomgång av den s.k. emigrationshypotesen, enligt vilken företag sägs fly länder med krävande miljöpolitik. Utredningens slutsats här är att den hypotesen saknar allmän giltighet, även om den kan vara sann i vissa specialfall som energiproduktion.

Trots denna i grunden ekologiska inställning, grundad på insikten om absoluta gränser, svävar utredningen på målet om att bidra till att nå en hållbar utveckling. Genomgående är utredningen negativ till absoluta mål för att mäta kretsloppsomställningen i landet. Så sägs Faktor 10-begreppet, gröna nyckeltal, rättvist miljöutrymme och ekologiska fotavtryck vara oanvändbara eftersom de inte skiljer på mild olämpliga och livsfarliga ämnen och beteenden. För att ta ett exempel: det gröna nyckeltalet energianvändning gör inte skillnad på kärnkraft, fossila bränslen eller bioenergi och bör därför enligt utredningen inte användas som nyckeltal. Men ett absolut hållbarhetsperspektiv – särskilt i ett globalt perspektiv, som enligt direktiven är en del av uppdraget – borde lett utredningen till att se att all slags energiförbrukning för oss mot ekologiska gränser i form av miljöbelastning eller tillgång till ekologiskt produktiva ytor. Trots sina allmänna insikter drar inte utredningen den slutsats man själv bäddat för: det är de absoluta nivåerna – inte den relativa effektiviseringen – som är det avgörande.

Mest allvarligt är att utredningens slutsatser är till intet förpliktigande. Det är märkligt att en utredning som innehåller så mycket bra information ger så litet konkret när det gäller det ena av utredningens två huvuduppdrag, att se till ”*behov av åtgärder för en effektivare användning av naturresurser i syfte att nå en hållbar utveckling*”. Anledningen till denna diskrepans mellan insikter och åsikter tror jag vi kan finna i att utredningen valt att lägga tonvikten vid frågan om vi behöver ett *mål* för resurseffektivisering – medan behovet av att sätta in ekonomisk politik inom ramen för en kretsloppsomställning inte ansetts höra till uppdragets centrala områ-

den. De inledande utredande avsnitten har därför inte lett till att några slutsatser därifrån dras på ekonomisk-politisk nivå.

Utredningen kan därför inte sägas ha uppfyllt sitt uppdrag i de stycken som gäller just behov av åtgärder för en bättre hushållning. Att avvisa behovet av ett resurseffektiviseringsmål innebär ju inte att frågan om behovet av andra mål – och annan politik – för att nå en hållbar utveckling kan anses besvarade.

Utredningen missar därmed den möjlighet man haft tack vare gott grundläggande arbete att överbrygga klyftan mellan ett ekonomis(tis)kt och ett ekologiskt hållbarhetsperspektiv. Särskilt värdefullt hade i detta sammanhang varit om en utredning tillsatt av Finansdepartementet tydligt visat på behovet av absoluta mått – och därmed av mål – som det grundläggande för att avgöra om utvecklingen mot hållbarhet går i rätt eller fel riktning. Det minsta man kunnat begära är att kritiken av de absoluta måtten – exempelvis gröna nyckeltal – hade åtföljts av förslag hur man kunna ersätta de mått och mål utredningen anser missvisande.

Slutligen har Resurseffektivitetsutredningen i det närmaste sorgfälligt undvikigt att ta in vad en globalt hållbar utveckling skulle kräva, trots att det globala perspektivet understryks redan i direktivens första mening. En positiv inställning till absoluta mått och mål – såsom ekologiska fotavtryck, rättvist miljöutrymme eller gröna nyckeltal – framstår, särskilt i ett globalt perspektiv, som mer relevant än aldrig så många relativa effektiviseringsframgångar – åtföljda av absoluta bakslag. Det är ju just på grund av de globalt sett begränsade resurserna som det finns ett så stort behov av åtgärder för att nå en hållbar utveckling.

Särskilt yttrande av Roy Resare

Angående ekonomisk tillväxt och miljö

Utredningen har enligt min mening, klarlagt att den ekonomiska tillväxten medför ökade miljöproblem såväl historiskt som i framtiden. De marknadsekonomiska mekanismerna är i sig inte tillräckliga för förhindra framtida miljöförsämringar. Teorin att tillräckligt ökat välstånd i sig skulle medföra minskad miljöbelastning visas sakna stöd i verkligheten.

Av utredningen framgår däremot att aktiv miljöpolitik, innefattande både skärpta krav och ökade miljöskatter, dämpar, hindrar och återställer miljöproblem. Det har samtidigt inte gått att påvisa att de miljökrav som hittills ställts har medfört negativa ekonomiska konsekvenser eller utflyttning av verksamheter från landet. Den motsatta tendensen, att skärpta miljökrav stärker ett lands konkurrenskraft genom att stimulera teknikutveckling och effektivare allokering av ekonomiska resurser, förefaller har mera fog för sig. Men inte heller den teorin har gått att bekräfta med tillgängliga data.

Detta är viktiga klarlägganden som logiskt sett borde utmynna i konkreta förslag på t.ex. fortsatt miljöinriktad skatteväxling på en nivå som vänder utvecklingen så att miljötillståndet inte försämras. I det fortsatta utrednings- och beredningsarbetet bör därför förslag om mer långtgående ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken utarbetas.

Angående total energi- och materialanvändning

I utredningen diskuteras huruvida mått som avser aggregerade volymer av materia eller energi är relevanta i miljöpolitiken. En viktig synpunkt är att mått som total energi- och materialanvändning i landet innebär att miljöfarliga faktorer blandas med relativt harmlösa, och att sådana mått därför inte säger särskilt mycket om den faktiska miljöpåverkan. Slutsatsen skulle då vara att de inte kan användas som styrande nyckeltal, i miljömål eller knappt ens som relevant underlag till miljöpolitik.

Men vänder man på resonemanget och utesluter starkt aggregerade tal får man också problem som sämre överblick, risk för att dåligt kända problem inte fångas upp, att problem som hänger ihop

med stora volymer förbises, att indirekta eller svåröverskådliga effekter nonchaleras och att behoven av åtgärder underskattas.

Diskussionen rymmer fler dimensioner än vad som först är uppenbart. Kvantitet och kvalitet är ofta sidor av samma mynt. Generella och specifika angreppssätt kompletterar snarare än utesluter varandra. Sambanden mellan miljöproblemen å ena sidan och energi- och materialanvändning å andra, är komplexa. Men samtidigt uppträder tydliga samband på aggregerad nivå. Ökad energianvändning har historiskt medfört tilltagande miljöproblem i form av utarmad natur, luft- och vattenföroreningar och farligt avfall. Samma sak gäller, om än i mindre grad, materialanvändningen. Detta sakförhållande visas och påtalas också på ett förtjänstfullt sätt i utredningen.

Detta till trots avvisar utredningen miljömått som på ett eller annat sätt bygger på aggregerad material- och energianvändning, i de fall där de kan tänkas utgöra grund för praktisk miljöpolitik. Det gäller bl.a. behandlingen av gröna nyckeltal. Jag finner det omotiverat, i synnerhet som samma typ av mått på andra ställen framhålls som lämpliga åskådningsexempel och vägledare i mer allmän mening.

Resurseffektivitetsutredningen borde därför ha anslutit sig till ett nyanserat synsätt på miljöeffekter och total energi- och materialanvändning. Total energi- och materialanvändning kan vara relevanta mått för miljöpolitik och ekonomisk politik i sammanhang där också kvalitetsaspekter fångas upp.

Utredningen borde särskilt tagit fasta på användbarheten av nyckeltalet för total energianvändning i ett sammanhang där andra nyckeltal ingår (t.ex. nettotillförsel av koldioxid). De starka historiska kopplingarna mellan energianvändningen och miljöpåverkan, liksom de stora trögheterna för energisystemens omställning, talar tillsammans det faktum att hittills gjorde miljöåtgärder "ätit upp" av den negativa effekter en ökad energi- och materialanvändning medfört.

Utredningen borde vidare ha framhållit de stora osäkerheter som råder när det gäller olika materials framtida hälso- och miljöpåverkan, inte minst på grund av den tilltagande kemikaliseringsen. Detta talar för ett mer långtgående tillämpning av försiktighetsprincipen, av vilket följer att den totala mängden använt material, lika väl som specificerade delmängder, är av stort intresse för den framtida miljöpolitiken. Låt vara att det inte låter sig fångas i "faktor 10", men samtidigt finns här skäl att utveckla delmål för materialanvändning samtidigt som farliga kemikalier måste sorteras bort från produktionen.

Kommittédirektiv



Dir.
1998:107

Utredningen för effektiv användning av naturresurser

Beslut vid regeringssammanträde den 17 december 1998.

Sammanfattning av uppdraget

En särskild utredare skall genomföra en översyn av behovet av åtgärder för en bättre hushållning och effektivare användning av naturresurser, inkl. bl.a. energiråvaror, i syfte att nå en hållbar utveckling i ett globalt perspektiv.

Utredaren skall därvid också studera och bedöma sambanden mellan ekonomisk tillväxt, naturresursförbrukning och miljöpåverkan.

Utredaren skall bedöma behovet av effektiviseringsmål på nationell nivå på kort och lång sikt och föreslå sådana mål om utredaren finner det ändamålsenligt. Utredaren skall om den finner det lämpligt föreslå ytterligare åtgärder på central nivå samt insatser som kan aktualiseras för t.ex. kommuner, näringsliv och medborgarna om så bedöms nödvändigt för att uppnå dessa mål. Dessa förslag kan utgöra ett av underlagen för den nationella redovisning av Agenda 21-arbetet som kommer att göras till FN år 2002.

Utredarens arbete skall ske med utgångspunkt i en analys av vilken grad av resurseffektivisering som är önskvärd och möjlig på lång och kort sikt. Bedömningen skall göras utifrån en granskning och utvärdering av de beräkningar och antaganden som gjorts i fråga om resurseffektiviseringsbehov, bl.a. faktor 10-begreppet.

Utredaren skall redovisa sitt uppdrag till regeringen senast den 30 juni 2000.

Bakgrund

Hållbar utveckling

Under senare år har miljöarbetet allt mer kommit att kopplas till frågor om hur man uppnår en hållbar utveckling. Detta begrepp har sitt ursprung i FN:s kommission för utveckling och miljö, Brundtlandkommissionen, och dess rapport "Vår gemensamma framtid". Där definieras hållbar utveckling som en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov. Det är således fråga om att för jordens växande befolkning säkerställa materiell standard, effektivt resursutnyttjande och en god miljö. FN:s konferens om miljö och utveckling i Rio de Janeiro 1992 slog fast att en hållbar samhällsutveckling måste vara socialt, kulturellt, ekonomiskt och ekologiskt hållbar.

I 1997 års ekonomiska vårproposition (prop. 1996/97:150 bil. 5) preciserade regeringen sitt övergripande mål för en ekologiskt hållbar utveckling i tre delar:

- skydd av miljön från föroreningar och hälso- och miljöskadliga ämnen,
- hållbar försörjning genom bl.a. att ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga säkras och
- effektiv användning av energi och andra naturresurser.

Tillväxt och miljö

En ökad ekonomisk aktivitet kan innebära större belastning på miljön. Omfattningen beror dock på sammansättningen av de ekonomiska aktiviteterna. Med exempelvis en ökad andel av BNP bestående av tjänster, som ofta är mindre resurskrävande, kan belastningen minskas. Utöver detta kan förändrade konsumtions- och produktionsmönster även i andra avseenden minska de ekonomiska aktiviteternas miljöbelastning.

Med tillväxt skapas också förutsättningar för investeringar i kunskap och teknologi, vilket i sin tur kan ge förutsättningar för att utveckla och ta i bruk mindre energi- och resurskrävande teknik med minskade utsläpp som resultat. Genom att t.ex. finna nya användningsområden för informationsteknik kan produktion och

konsumtion effektiviseras så att miljöbelastningen minskar. Vissa undersökningar visar att efterfrågan på miljö kvalitet ökar generellt sett med stigande inkomst. Därmed bör tillväxt också skapa förutsättningar för en större omsorg om miljön.

Sambanden mellan tillväxt och miljö – ökad miljöpåverkan genom vissa ekonomiska aktiviteter eller minskad genom förändrad sammansättning eller teknisk effektivisering – är därför komplexa. Denna fråga kräver en djupare analys för att finna vägar till en långsiktigt hållbar utveckling. I denna analys behöver också globala aspekter bedömas vad gäller konsumtion och användning av naturresurser.

Effektivisering av naturresursanvändning

I begreppet hållbar utveckling ligger både hushållning med de ändliga resurserna och ett effektivt utnyttjande av förnybara resurser. Mot bakgrund av att befolkningstillväxten och krav på höjd levnadsstandard i många länder förväntas leda till ett ökat utnyttjande av naturresurser, och därmed också en ökad belastning på miljön, ställs frågan om naturens resurser används tillräckligt effektivt på sin spets.

Detta har aktualiserat en diskussion om behovet av ett effektivare resursutnyttjande, särskilt i de industrialiserade länderna. I detta sammanhang har begreppet ”eko-effektivitet” myntats. Det innebär att förbättra och förändra hushållningen och produktiviteten med avseende på utnyttjande av energi och material. Detta för att minska den totala användningen av resurser för att minimera den samlade miljöpåverkan. Begreppet betyder också att vi ska minska användningen av resurser och miljöpåverkan per producerad enhet.

Ökat välbefinnande och en god ekonomisk tillväxt är mål som alla länder eftersträvar. En effektivare resursanvändning är önskvärd för att dessa mål skall kunna nås på ett sätt som är förenligt med en globalt hållbar utveckling. Vilken grad av effektivisering som är önskvärd och möjlig för olika resurser behöver emellertid bli föremål för mer ingående analyser, bedömningar och utvecklingsstrategier.

Resurseffektiviseringsbegrepp: Faktor 4 och Faktor 10

I början av 1990-talet lanserade Wuppertalinstitutet begreppet faktor 4. Bakgrunden var att institutet bedömde det som rimligt att under en generation (25 år) fördubbla den genomsnittliga levnadsstandarderna i ett globalt perspektiv samtidigt som resursåtgången för detta halverades inom gränserna för dåvarande EG. Senare lanserades också faktor 10 som innebär att de industrialiserade länderna i genomsnitt bör bli 10 gånger mer effektiva i sin användning av energi och naturresurser, dvs. minska sin användning av naturresurser, i absoluta tal, med i genomsnitt 90 %. Detta baseras på Wuppertalinstitutets antaganden och översiktsberäkningar om att jorden uthålligt kan bära en miljöbelastning och resursförbrukning som motsvarar ungefär 0,5 till 1 miljard människor som har samma levnadsstandard som världens i-länder.

Internationellt, inom bl.a. FN, OECD och Nordiska rådet, pågår arbete som berör eko-effektivitet och faktor 10, vilket bland annat går ut på att ta fram fallstudier för resurseffektivisering inom olika sektorer. I samband med FN:s extra möte med generalförsamlingen år 1997 (UNGASS 19) förespråkade EU på svenskt initiativ frågan om att uppmärksamma faktor 4- och faktor 10-konceptet. I slutsatserna från mötet (Program för det fortsatta genomförandet av Agenda 21) framhålls att de studier som föreslår en kraftigt ökad effektivitet i resursanvändningen och förbättring av resursproduktiviteten bör uppmärksammas. I slutsatserna framhålls även att fortsatt analys krävs angående genomförbarheten av dessa begrepp och de praktiska åtgärder som krävs för deras genomförande.

I Sverige har endast få analyser gjorts som berör resurseffektivisering och faktor 10. Ingenjörsvetenskapsakademien har under 1998 genomfört ett projekt kallat "Möjligheter och hinder på väg mot faktor 10 i Sverige". Forskningsrådsnämnden har fått i uppdrag av regeringen att konkretisera och utveckla det svenska programmet för forskning till stöd för en hållbar utveckling. I uppdraget anges att frågor som rör energi- och råvaruförsörjning behöver uppmärksammas ytterligare. Uppdraget har redovisats i november 1998. Regeringen har också nyligen givit SCB (Statistiska centralbyrån) i uppdrag att utveckla statistik för materialflöden vilket kan komma att underlätta genomförandet av analyser av resurseffektivisering. Konjunkturinstitutet arbetar inom ramen för ett projekt

om miljöräkenskaper med att integrera miljöaspekter i ekonomiska modeller. Det innebär att ekonomiska och miljömässiga effekter av politiska åtgärder kan analyseras.

Övrigt arbete med beröring i resurseffektiviseringsfrågan

Annat pågående arbete som kan ha beröring med resurseffektiviseringsfrågan är t.ex. den arbetsgrupp inom Regeringskansliet som genomför en översyn av energiskattesystemet. Den beräknas vara klar under våren 1999. Vidare planeras en skatt på avfall att införas under 1999 i syfte att minska mängden avfall som deponeras.

På energiområdet har riksdagen fattat beslut om en ny energipolitik (prop. 96/97:84). Energipolitikens mål är att på kort och lång sikt trygga tillgången på el och annan energi med på omvärlden konkurrenskraftiga villkor. Energipolitiken skall skapa villkor för en effektiv energianvändning med låg negativ påverkan på hälsa, miljö och klimat samt underlätta omställningen till ett ekologiskt uthålligt samhälle.

Stöd till forskning och utveckling med beröringspunkter i resursfrågan lämnas i dag bl.a. av Statens Energimyndighet inom ramen för 1997 års energipolitiska program, av Kommunikationsforskningsberedningen, Byggforskningsrådet, Miljöteknikdelegationen och Avfallsforskningsnämnden.

Kretsloppsdelegationen har i sin rapport "Strategi för kretsloppsanpassade material och varor", föreslagit "faktor 10" som ett svenskt mål för resurseffektivisering. Rapporten har remissbehandlats. En del remissinstanser ansåg att faktor 10 är ett bra hjälpmedel som kan fungera som rättesnöre och att begreppet inrymmer en dynamik som bör tas tillvara. Vissa remissinstanser menade att man bör sträva mot faktor 10 av rättviseskäl. Andra ansåg att faktor 10-målet kräver djupare analyser och konsekvensbedömningar, bl.a. därför att man inte vet vad målet mäter, att målet är långtgående, att analysen av angelägna miljöproblem är otillräcklig och att insikten om vad som är tekniskt och ekonomiskt möjligt att genomföra inte är tillräcklig.

Regeringens resurseffektiviseringspolitik

Regeringens miljöpolitik har senast redovisats i prop. 1997/1998:145 Svenska miljömål, miljöpolitik för ett hållbart

Sverige. Tonvikten i propositionen ligger på ett antal övergripande miljömål. Regeringen redovisar också riktlinjer för arbetet med att uppnå en effektiv och långsiktigt hållbar resursanvändning. Dessa är:

- att material och energi skall användas så effektivt som möjligt med hänsyn taget till alla resurstillgångar,
- att användningen av fossila bränslen bör hållas på en låg nivå samtidigt som det samlade biomasseuttaget inte får utarma den biologiska mångfalden,
- att flertalet varor skall vara materialsnåla och resurseffektiva, uppgraderingsbara samt kunna återanvändas eller återvinnas med avseende på material eller energi.

I detta sammanhang uttalar även regeringen att begreppet faktor 10 kan fungera som kompass och stimulera till nödvändigt nytänkande. Faktor 10 ger en signal om vilken storlek på effektivisering som krävs, snarare än att den uttrycker ett exakt mål. Regeringen säger också att det behövs ytterligare arbete, såväl nationellt som internationellt, för att analysera, konkretisera och utveckla begreppet faktor 10.

Utgångspunkter för en fortsatt analys

Utöver att närmare analysera och bedöma vilken grad av ökad resurseffektivisering som är önskvärd och möjlig finns det också anledning att utreda om en sådan utveckling kan kräva särskilda politiska åtgärder. Det finns många belägg för en successiv utveckling mot en ökad produktivitet, inte bara när det gäller arbetskraft utan också när det gäller användning av naturresurser och material. Denna produktivitetsutveckling har sin orsak i en ständig pågående teknisk och ekonomisk utveckling men också i styrning från förändringar i priser och inkomster liksom politiska åtgärder, t.ex. inom energi- och miljöområdet. Frågan är således om dagens utveckling är tillräcklig för att nå önskvärd grad av resurseffektivitet eller om ytterligare politiska åtgärder kan komma att krävas.

Vid en bedömning av vilken grad av resurseffektivisering som kan vara önskvärd och vilka åtgärder detta eventuellt kan erfordra bör följande aspekter beaktas. Resurs- och miljöfrågorna är ofta internationella till sin karaktär. Utnyttjande av naturresurser sker mer eller mindre effektivt och varierar till sin omfattning i olika länder. Världshandeln och alltmer integrerade ekonomier ger ut-

rymme för specialisering inom produktionen för enskilda nationer och företag. En analys av användningen av naturresurser måste utgå från ett globalt perspektiv och en analys av de svenska förhållandena måste därför göras i ett internationellt perspektiv. Analysen bör även beakta vad som dels är möjligt för Sverige att göra som EU-medlem, dels hur Sverige kan påverka EU i dessa frågor. För att för ett enskilt land, och i än högre grad för en viss resurs, kunna fastställa i vilken grad en effektivare användning är önskvärd krävs dock att man beaktar de särskilda förhållanden som gäller landet och resursen.

Det är också viktigt att beakta resurseffektivisering ur ett helhetsperspektiv. En hållbar utveckling innebär såväl ekonomisk, ekologisk, social som kulturell utveckling. Åtgärder för effektivare användning av en viss resurs måste ta hänsyn till på vilket sätt dessa påverkar användningen av samhällets övriga resurser i form av bl.a. arbetskraft, kapital och övriga naturresurser. Det behövs alltså en analys av om ökad effektivitet i utnyttjandet av t.ex. naturresurser leder till över- eller underutnyttjande av andra resurser, t.ex. arbetskraft eller kapital.

Uppdraget

En särskild utredare skall genomföra en översyn av behovet av åtgärder för en bättre hushållning och effektivare användning av naturresurser, inkl. bl.a. energiråvaror, i syfte att nå en hållbar utveckling i ett globalt perspektiv.

Utredaren skall därvid också studera och bedöma sambanden mellan ekonomisk tillväxt, naturresursförbrukning och miljöpåverkan.

Tillväxt och miljö

Utredaren skall belysa hur naturresursförbrukning och miljöpåverkan utvecklats i ett historiskt perspektiv i såväl Sverige som globalt. Utredaren skall vidare belysa och söka förklara hur olika faktorer bidragit till denna utveckling. Hit hör utvecklingen av total produktion och konsumtion mätt som BNP-ökning, förändringar i produktionens och konsumtionens sammansättning och förändringar i effektiviteten i resursanvändning och miljöpåverkan.

Utredaren skall också utföra framåtriktade beräkningar med samma inriktning för såväl Sverige som globalt. Dessa kan illustrera

vilken naturresursanvändning och miljöpåverkan som kan förväntas bli resultatet av olika antaganden om framtida ekonomisk tillväxt och utveckling av "eko-effektivitet".

Resurseffektivisering

Utredaren skall bedöma behovet av effektiviseringsmål på nationell nivå på kort och lång sikt.

Utredarens arbete skall ske med utgångspunkt i en analys av vilken grad av resurseffektivisering som är önskvärd och möjlig på kort och lång sikt. Bedömningen skall göras utifrån en granskning och utvärdering av de beräkningar och antaganden som gjorts i fråga om resurseffektiviseringsbehov, bl.a. faktor 10-begreppet.

I utredarens analys skall de naturvetenskapliga och samhällsekonomiska motiven för effektiviseringar i Sverige och osäkerheten i data för siffermässiga preciseringar av effektivitetsbehoven undersökas. Analyser och jämförelser av tidigare förbrukningsprognoser, t.ex. på energiområdet, och faktiskt utfall kan vara intressanta att uppmärksamma liksom möjligheter till och kostnader för substitution av olika resurser. Utredaren skall bedöma i vilken grad en aktiv resurseffektivisering är möjlig och önskvärd på internationell, nationell respektive lokal nivå eftersom behovet av resurseffektivisering kan skilja sig åt mellan olika naturresurser. Vägledande för analysen skall vara i vilken mån ofullkomligheter existerar på marknaden för olika naturresurser, som medför att samhällets kostnader för uttag, transport, användning eller avfallshantering inte avspeglas i deras pris. Detta avser samhällsekonomiska kostnader relaterade till både försörjningsaspekter och miljöpåverkan. I detta arbete bör utredaren även beakta andra alternativ än resurseffektivisering för att uppnå positiva miljöeffekter eller ett långsiktigt hållbart utnyttjande av en viss resurs (t.ex. substitution, rening av utsläpp, förändrade konsumtionsmönster m.m.). Begreppet "eko-effektivitet" bör alltså analyseras i förhållande till etablerade samhällsekonomiska effektivitetsbegrepp. Resurseffektivisering bör eftersträvas när en effektivare användning av resursen är ett kostnadseffektivt sätt att minska miljöproblemet.

Eftersom den totala resurseffektiviteten är central för en ekonomis funktionssätt skall utredaren i sin analys beakta samspelet mellan naturresurser och andra resurser (t.ex. arbetskraft och realkapital) i samhället, dvs. hur en partiell effektivisering av använd-

ningen av energi- och naturresurser påverkar användningen av andra resurser på kort och lång sikt.

Förslag till åtgärder

Utredaren skall föreslå åtgärder på central nivå samt insatser som kan aktualiseras för t.ex. kommuner, näringsliv och medborgarna, om utredaren finner det ändamålsenligt för att uppnå effektiviseringsmål. Utredarens åtgärdsförslag kan utgöra ett av underlagen för den nationella redovisningen av Agenda 21-arbetet som kommer att göras till FN år 2002.

De ytterligare statliga åtgärder som utredaren finner vara befogade att vidta bör exemplifieras i form av ekonomiska och administrativa styrmedel, informationsinsatser, stöd till forskning och utveckling m.m. Utredaren bör även bedöma behovet av och exemplifiera insatser som aktualiseras för andra än staten, såsom kommuner, näringsliv och enskilda individer. Det energipolitiska beslutet skall därvid beaktas. Vidare ska EG:s statsstödsbestämmelser beaktas. Det är viktigt att även andra genomförda eller beslutade åtgärder samt pågående utredningar beaktas vid utarbetandet av eventuella åtgärdsförslag. Detta gäller det kommande införandet av avfallsskatt, redan beslutade forsknings- och utvecklingsinsatser, den pågående översynen av energiskattesystemet m.m.

Eventuella förslag till åtgärder skall koncentreras till resurser där svensk produktion och konsumtion har en tydlig påverkan på resursuttag och/eller miljöproblem förknippade med resursanvändning. När det gäller gränsöverskridande resursproblem och gränsöverskridande miljöproblem förknippade med resursanvändning skall utredaren bidra med underlag för Sveriges fortsatta arbete inom internationellt samarbete om resurseffektivisering.

Konsekvensanalyser

Utredaren skall göra samhällsekonomiska konsekvensanalyser av sina förslag samt utvärdera statsfinansiella kostnader och intäkter som dessa kan medföra. De samhällsekonomiska analyserna bör täcka in effekter på näringsliv (t.ex. företagens konkurrenskraft, effekter för små och medelstora företag), på enskilda individer (t.ex. hälsa, säkerhet, tid,

priseffekter) och på natur- och kulturmiljö. Utredaren skall också visa hur förslagen bidrar till att uppfylla de miljökvalitetsmål och riktlinjer som föreslås i propositionen Svenska miljömål, miljöpolitik för ett hållbart Sverige (prop. 1997/1998:145).

Arbetets genomförande, tidplan m.m.

Utredaren skall redovisa sitt uppdrag till regeringen senast den 30 juni 2000. Parallellt med denna utredning kommer två andra näraliggande kommittéer att arbeta. Det gäller den parlamentariska beredningen för mål i miljöpolitiken (dir 1998:45), som har i uppdrag att föreslå preciserade delmål för 14 av de miljökvalitetsmål som regeringen presenterade i prop. 1997/98:145. Det 15:e miljökvalitetsmålet, begränsad klimatpåverkan, behandlas i Kommittén för översyn av åtgärder inom klimatområdet (dir 1998:40). Eftersom resurseffektiviseringsfrågor har ett nära samband med de miljömål som kommer att behandlas i de två utredningarna beskrivna ovan, är det viktigt att kommittén samråder med dessa.

Utredaren skall även samråda med Kommittén för tusenårsskiftet (dir. 1998:26), Utredningen om samordning av lokalt Agenda 21-arbete (M 1998:04), Miljövårdsberedningen (Jo 1968:A) samt SCB, Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen, Energimyndigheten, Närings- och teknikutvecklingsverket, Konsumentverket och övriga berörda myndigheter.

För arbetet gäller regeringens direktiv till samtliga kommittéer och särskilda utredare om att redovisa regionalpolitiska konsekvenser (dir. 1992:50), att pröva offentliga åtaganden (dir. 1994:23), redovisa jämställdhetspolitiska konsekvenser (dir. 1994:124) samt att redovisa konsekvenserna för brottsligheten och det brottsförebyggande arbetet (dir. 1996:49).

Samband mellan ekonomisk tillväxt och miljö

I denna bilaga ges en översikt av de empiriska studier som har gjorts för att pröva dels hypotesen om miljöKuznetskurvan, dels att miljöregler försämrar konkurrenskraften, samt slutligen Porterhypotesen. För att kunna studera eventuella samband mellan konkurrenskraft och miljökrav är det givetvis nödvändigt att ha tydliga definitioner av dessa begrepp. Först ges därför en kort introduktion till begreppen och hur de kan mätas. Bilagan kan ses som en komplettering till kapitel 4.

Vad är konkurrenskraft (och för vem)?¹

Det är viktigt att skilja mellan konkurrenskraft på företags-, bransch- och nationsnivå. Försämrad konkurrenskraft för ett visst företag behöver exempelvis inte påverka branschens konkurrenskraft negativt. Det finns inte heller något direkt samband mellan konkurrenskraft på nationell nivå och branschnivå. I ett land med en dynamisk ekonomi kommer alltid en del branscher och företag växa, medan andra stagnerar och minskar.

Konkurrens på företagsnivå kan definieras som ett företags förmåga att bibehålla eller öka marknadsandelar, att sälja sina produkter på marknaden. Konkurrenskraften ses alltså alltid i relation till andra företag i samma bransch. Påverkan av miljökrav på företags konkurrenskraft kan mätas statistiskt genom att studera den relativa lönsamheten för företag med hög grad av miljöanpassning. Denna bilaga fokuserar på företagets konkurrenskraft, vilket främst diskuteras med hjälp av ett antal fallstudier.

Konkurrens på branschnivå kan definieras som inhemska företags konkurrenskraft i förhållande till konkurrenter i andra länder inom

¹ Avsnittet bygger på Adams, (1997).

samma bransch. Genom att mäta dess produktivitetstillväxt kan branschens konkurrenskraft i ett visst land studeras.

Konkurrenskraft på nationell nivå är svårt att definiera, eftersom länder inte konkurrerar med varandra som företag gör. Dels kan länder givetvis inte "konkurrera ut" varandra, dels representerar länder också konsumenter, vilket innebär att det inte bara är producenternas intressen som skall beaktas. (Det faktum att länder inte konkurrerar som företag gör hindrar emellertid inte att de ofta tävlar om att attrahera investeringar). Det är därmed mycket svårt att definiera konkurrenskraft på ländernivå. Man kan exempelvis inte säga att ett land med positiv handelsbalans har god konkurrenskraft, eftersom handelsbalansen påverkas av en rad olika faktorer, som inhemskt sparande och investeringar, växelkurser m.m. Snarare kan ett lands konkurrenskraft beskrivas som *dess förmåga att öka den materiella levnadsstandarden genom att skapa en miljö där näringslivet som helhet utvecklas väl*. För detta krävs mer än låga produktionskostnader. Lika viktigt är exempelvis den infrastruktur och det utbildningsväsende som finns i landet, liksom strukturen och flexibiliteten på marknaderna. Internationella forskningsinstitut² som årligen rankar länders konkurrenskraft använder sig av index som är konstruerade med hjälp av flera hundra indikatorer.

MiljöKuznetskurvan

MiljöKuznetskurvan beskrivs i kapitel 4.2 och här presenteras en genomgång av litteraturen på området. Genomgången nedan är inte komplett men är ämnad att ge en översiktlig bild av olika studier i ämnet.

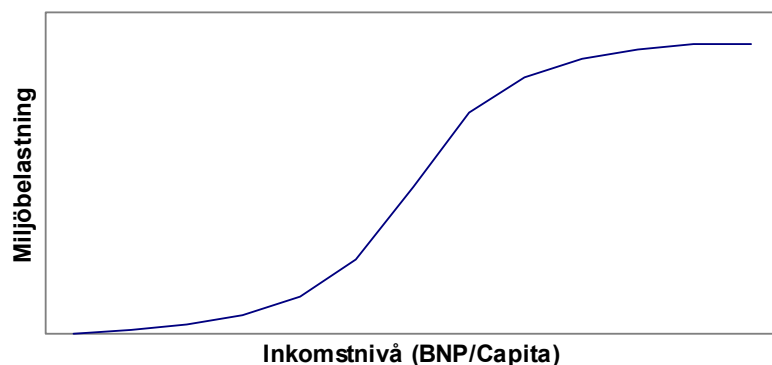
I de flesta studierna har bristen på tillgänglig statistik, särskilt från u-länder, gjort att indirekta uppgifter om föroreningar har använts. Med indirekta uppgifter menar vi här uppgifter på den mängd input som används i produktionen. I en studie från Världsbanken³ används dock faktiska utsläppsdata från tolv länder. Miljöproblemet som studeras är organiska vattenföroreningar. Studien visar att utsläppen per produktionsenhet sjunker kraftigt med ökad inkomst. Denna effekt kompenseras dock av att den totala produktionen också ökar med ökad inkomst. Sammantaget innebär

² World Economic Forum (WEF) och International Institute for Management Development (IIMD).

³ Hettige & Wheeler, (1998).

detta att utsläppen först ökar med ökad inkomst, för att därefter stabiliseras på en hög nivå (se figur 1).

Figur 1. MiljöKuznetskurvan för vattenföroreningar enligt Hettige & Wheeler (1998).



Grossman & Krueger finner i sin studie från 1991 att nivåerna på svaveldioxid och partiklar i luften ökade med ökande inkomst, räknat som BNP per capita, till en viss punkt för att därefter minska vid högre inkomstnivåer. Vändpunkten låg vid \$4000–\$5000 (räknat i 1985 års penningvärde).

Lekakis (2000) går i inledningen av sin studie igenom ett tiotal andra studier av miljöKuznetskurvan och drar slutsatsen att ekonomisk tillväxt ensamt inte kan garantera att miljöproblemen löses. Studien behandlar utsläpp till luft, jordbrukets påverkan på miljön, utfiskningen och skogsavverkningen i Grekland. Positiva samband konstateras i samtliga fall mellan miljöpåverkan och BNP. Författaren menar att antingen finns det ingen miljöKuznetskurva eller så befinner sig Grekland på den uppåtgående delen av kurvan.

Författaren är kritisk till att de flesta studier använder data från flera länder. Han menar att miljöKuznetskurvan måste härledas från ett och samma land över tiden och inte olika länder som kommit olika långt i sin utveckling. I rapporten reses hypotesen att miljöKuznetskurvan kanske inte är tillämplig på dessa två typer av länder (u- och i-länder). En annan kritik är att negativ miljöpåverkan från ett ämne inte är en linjär funktion av utsläppen av detta ämne. Tidsfördröjningar från utsläppet till konstaterad miljöpåverkan är ett exempel. Ett annat exempel är de ibland komplicerade kemiska reaktioner som skall till innan miljöpåverkan kan konstateras. En tredje kritik är att påverkan på ekosystemen i form av utfiskning

och skogsskövling verkar vara positivt korrelerade med växande BNP/capita.

I en artikel av Dijkgraaf och Vollenbergh (1999) är man, liksom Lekakis, kritisk till poolade data. De menar att data från OECD från 1960 till 1990 visar på positiv autocorrelation. Istället används tidsseriedata för 22 olika länder som visar på att sambandet mellan koldioxid och BNP/capita kan se mycket olika ut för olika länder.

Koop & Tole (1999) undersöker sambandet mellan avskogning och BNP/capita för 33 olika länder med tidsserier, som mest, från 1961 till 92. De uttrycker en viss skepsis mot tidigare undersökningar då dessa använt sig av antagandet att samtliga länder har identiska miljöKuznetskurvor. Poängen med denna undersökning är att de olika länderna tillåts ha olika samband mellan tillväxt (mätt som BNP/capita) och miljöförändring. Detta innebär att länderna kan ha olika vändpunkter då miljöförstöringen minskar. Slutsatsen av undersökningen är att det inte finns något statistiskt säkerställt samband mellan avskogning och tillväxt (mätt som BNP/capita) som ser ut som den tänkta miljöKuznetskurvan. Detta menar författarna beror på att det är stora skillnader mellan länderna både socialt och vad gäller miljö.

En intressant vinkling på problemet ger Hilton och Levinson (1998) då de studerar bly i bensin. De menar att det finns en miljöKuznetskurva och att det är viktigt att skilja på föroreningintensiteten och föroreningensaktiviteten. Till skillnad från faktor 10-begreppet som är "input"-relaterat. I studien visar författarna att det finns en positiv korrelation mellan BNP/capita och konsumtionen av bensin (aktiviteten). Samtidigt finns ett negativt samband mellan blyutsläpp från bilavgaser och BNP/capita (intensiteten). Vilken av dessa trender som är starkast är olika för olika föroreningar. En poäng med studien är att föroreningarna inte kan flyttas till ett annat land, dvs. föroreningen kan inte emigrera, eftersom utsläppen är kopplade till konsumtionen av varan. Rapporten diskuterar dock inte tekniken att åstadkomma transportarbetet dvs. fordonet och motortekniken ty detta antas vara givet. Av ovanstående resonemang kan vi dra slutsatsen att tillväxt i sig själv inte är ett universalmiddel för att komma till rätta med miljöproblemet.

I studien redovisas fyra andra studier som har estimerat maximumpunkten för miljöKuznetskurvan, se nedan. Inkomsnivåerna är beräknade i 1985 års penningvärde.

Tabell 1. Maximipunkter för miljöKuznetskurvan.

Grossman & Kreuger	luftpartiklar, SO ₂ , vattenkvalitet	<\$ 8 000
Shafik & Bandyopadhyay	luftpartiklar, SO ₂ , vattenkvalitet CO	\$ 3 670 (SO ₂) \$ 3280 (luftpartiklar)
Selden & Song	luftpartiklar, SO ₂ , NO _x , CO	\$ 9 000–\$ 10 000 (luftpartiklar, SO ₂) \$ 12 000–\$ 22 000 (NO _x , CO)
Holtz-Eakin & Selden	CO	>\$8 miljoner

Källa: Hiltten & Levinson, (1998)

Andreoni & Levinson (1998) presenterar en enkel teoretisk modell och menar att det observerade sambandet i miljöKuznetskurvan mellan inkomst och miljö är fullt möjligt. Detta samband kan vara naturligt för föroreningar som kan åtgärdas med reningsteknologi (som t.ex. svavel). Vidare är miljöKuznetskurvan inte beroende av externaliteter ty den förekommer i såväl enpersons- som flerpersonsmodellen som redovisas. Modellen stödjer inte hypotesen att ekonomisk tillväxt ensamt kan lösa miljöproblemen, ej heller stödjer den hypotesen att miljöregleringar är onödiga. Slutligen säger författarna att studien inte ger stöd till en generell miljöKuznetskurva för alla typer av föroreningar. Den kan ha karakteristiken som en Kuznetskurva men kan också ha någon annan form, allt beroende på olika reningsteknologier.

Eriksson och Persson (1998) presenterar i "Sources of the Environmental Kuznets Curve" en modell som kan generera en inverterad u-formad kurva för en tidsserie om:

1. Miljö är en "inferiös vara"⁴ vid låga utvecklingsnivåer och sedan blir en normal vara vid högre utvecklingsnivåer i landet.
2. Det finns en avtagande marginalnytta av vanlig konsumtion då inkomsten stiger.
3. Den teknologiska utvecklingen är först mer förorenande än produktiv, senare vice versa.
4. Miljöförstörelsen drabbar fler och fler människor över tiden.

Vidare menar författarna att ju mer lokala effekter av föroreningar, i såväl tid som rum, desto troligare är det att man kan se ett samband som påminner om miljö Kuznetskurvan.

⁴ En vara är inferiös om efterfrågan på denna vara minskar då inkomsten stiger.

Selden och Song (1993) använder sig av data från flera länder vad gäller emissioner till luft. Dessa är: partiklar i luften, svaveldioxid, kvävedioxid och kolmonoxid. Samtliga uppvisar ett samband med BNP/capita som kan liknas vid miljöKuznetskurvan. Studien ser inte till faktiska utsläpp utan modellen estimerar framtida utsläpp över en 100 års period. De flesta utsläpp kommer att öka mellan 100 och 400 procent (jämfört med 1986 års nivå) innan en minskning prognostiseras. De faktorer som talar för en minskning av vissa utsläpp är enligt författarna 1) positiv inkomstelasticitet för miljö kvalitet, 2) förändringar i sammansättningen av konsumtion och produktion, 3) ökande utbildningsnivå och miljömedvetenhet, 4) mer öppna politiska system.

Rapporten behandlar samma två luftföroreningar som Grossman & Krueger (1991), partiklar i luften och svaveldioxid, men dataunderlaget skiljer sig. I Grossman och Krueger används utsläpp i tätort, i denna studie används aggregerade utsläppsdata.

I en rapport av Roberts och Gimes (1997) hävdas att sambandet mellan koldioxidutsläpp och BNP/capita har förändrats över tiden. På 60-talet var det ett linjärt samband där ökande BNP/capita också hade ett ökat utsläpp av koldioxid. Under senare år har dock författarna kunnat iakttaga vad som skulle kunna indikera på ett samband som liknar en miljöKuznetskurva. Resultatet beror inte på att länder passerar maximum på miljöKuznetskurvan, utan på en effektivisering hos ett litet antal i-länder och en försämring hos ett antal u-länder och "mellannivåländer".

I en kritisk granskning av fem tidigare studier av miljöKuznetskurvan menar Stern et. al. (1996) att det finns flera problem med estimationen av en eventuell miljöKuznetskurva. 1) antagandet om direkt samband mellan tillväxt och miljö kvalitet, 2) antagandet att förändringar i handelsmönster inte har någon effekt på miljö kvalitén och 3) problem att få bra dataunderlag. En annan kritik är att inkomstfördelningen i världen är mycket ojämn, det finns betydligt fler individer under världsmedelinkomsten än över. Detta medför att vi kan förvänta oss att dagens stora miljöpåverkan totalt sett kommer att fortsätta öka på medellång sikt.

”Emigrationshypotesen” – hypotesen att miljökrav försämrar konkurrenskraften

Liksom i kapitel 4.3 delas studierna upp i Handelsflödesstudier, Lokaliseringsstudier, Produktivitets- och lönsamhetsstudier samt dessutom översiktsstudier.

Handelsflödesstudier

Piritti Sorsa (1994) har, i en rapport från Världsbanken om trender i världshandeln 1970–90, utfört en tidsserieanalys av föroreningsintensiva produkters handelsflöden och miljöskyddskostnader i sju industriländer som alla antas ha relativt stränga miljöregleringar, däribland Sverige. I studien jämförs ländernas andelar av världsimporten och världsexporten av de föroreningsintensiva varorna 1970 och 1990. Dessutom beräknas ett index för komparativa fördelar för föroreningsintensiva industrier i ett antal länder.

Den huvudsakliga slutsatsen av analysen är att det knappast finns något som tyder på något systematiskt samband mellan hög miljöstandard och försämrad konkurrenskraft i föroreningsintensiv industri. Regressionsanalyser som genomfördes med tyska, japanska och amerikanska data kunde inte stödja hypotesen att det fanns ett samband mellan å ena sidan förändringar i världsmarknadsandelar och å andra sidan förändringar i miljökostnader. I data från Österrike kunde ett positivt samband konstateras, dvs. ju högre miljöskyddskostnader, desto högre världsmarknadsandel av föroreningsintensiva produkter. För Sverige tyder delar av analysen på att de konkurrensfördelarna för föroreningsintensiva branscher har bibehållits eller förbättrats under perioden. Detta överensstämmer med resultatet i betänkandets kapitel 7. Index över komparativa fördelar utvecklas positivt för föroreningsintensiva branscher, medan andelarna av både världsexporten och världsimporten minskar under perioden.

Totalt sett har industriländerna som helhet behållit sina fördelar i föroreningsintensiv industri. Detta förklaras med att miljöskyddskostnaderna utgör en så liten del (några få procent) av de totala kostnaderna. Studien antyder dessutom att högre krav på miljöstandard är en källa till strukturomvandling – länder vars industri anpassar sig snabbt till att internalisera föroreningskostna-

derna samt investerar i miljöskyddsteknologi kan upprätthålla och förbättra sin konkurrensfördel i den föroreningsintensiva industrin.

I en studie som publicerats i en omfattande volym från Världsbanken analyserar Low och Yeats (1992) samma frågeställningar med utgångspunkt i handelsflödesstatistik för 109 länder mellan åren 1965–1988 och export- och importstatistik från föroreningsintensiva industrier. Författarna använder en modell för att mäta olika länders komparativa fördelar för föroreningsintensiva varor. Eftersom förorenande industrier står för en ökande andel av exporten från utvecklingsländerna samtidigt som motsvarande industriexport minskar från i-länderna vill man i studien undersöka om orsaken kan vara att miljöregleringarna är hårdare i i-länderna. I analysen används handelsflöden som en indikator på omlokalisering av föroreningsintensiv industri.

Studien visar att u-länderna ökar sin export av föroreningsintensiva varor i relation till andra varor. Studien avfärdar inte att olikheter i olika länders miljöpolitik kan vara en kostnadsfaktor som påverkar investering och lokalisering av föroreningsintensiv industri. Men studien visar också på att det finns en rad andra förklaringar till varför lokalisering av föroreningsintensiv industri har ökat i u-länderna, t.ex. billig arbetskraft, tillgång på naturresurser samt att föroreningsintensiv industri ofta är basindustri vilket förknippas med initialskedet i en industrialiseringsprocess.

I en studie från Världsbanken (Mani and Wheeler, 1998) kan man emellertid hitta visst stöd för hypotesen att produktions- och handelsmönstren påverkas av miljökrav. Författarna visar att andelen föroreningsintensiv produktion i OECD-länderna sjönk mellan 1960 och 1995. Under samma tid ökade den föroreningsintensiva produktionens andel av den totala industriproduktionen i utvecklingsländerna. Författarna menar dock att dessa förändringar dels är små, dels kan ha flera olika orsaker. De påpekar också att exportandelen för u-ländernas föroreningsintensiva industri inte ökar under perioden – det mesta fortsätter att produceras för den inhemska marknaden. Vidare menar författarna att i den mån en *pollution haven-effekt*⁵ kan påvisas är den övergående. Den kompenseras dessutom av att ökande inkomster förutom ökad föroreningsintensiv produktion också medför att landets miljölagstiftning skärps.

Richard Schmalensee (1993) ger en något annorlunda bild av förhållandet mellan miljökrav och sysselsättning. Rapporten ger en

⁵ *Pollution have* betyder 'fristad för föroreningar'.

överblick av vad som är känt om miljöskyddskostnader i USA. Studien utgår från uppskattningar av USA:s miljöskyddskostnader som gjorts av Bureau of Economic Analysis (BEA) of the Department of Commerce. Uppskattningarna baseras på enkätsvar samt på data från USA:s motsvarighet till Naturvårdsverket (EPA).

I studien hävdas att miljökostnader uttryckt som procent av BNP är lägre i andra OECD-länder än i USA och att detta skulle spegla skillnaden i graden av reglering. Slutsatsen är att det inte är gratis att skapa en hög miljöstandard. Miljökrav kommer varken att generera jobb eller konkurrenskraft, ej heller är det automatiskt dåligt för ekonomin. Forskning och utveckling på miljöområdet som stimuleras av höga miljökrav kan vara lönsamt, men så länge andra länder har lägre miljöstandard än USA kommer amerikanska företag att ha sämre konkurrenskraft internationellt. Dessutom ökar miljöregleringar antalet arbetslösa på kort sikt och har ingen effekt på sysselsättningen på lång sikt. Detta påstående grundas på att det är så många faktorer som styr sysselsättningen så att det vore orimligt att tro att miljöpolitik skulle kunna ha någon större inverkan på makroekonomiska villkor och därmed på den totala sysselsättningen.

I en annan studie med data från det amerikanska Naturvårdsverket rapporteras att de förändringar som infördes i USA:s luftvårdslag 1992 skulle medföra mycket marginella konsekvenser för amerikansk export⁶. I en uppföljande analys visas att de ekonomiska skador som har kunnat undvikas p.g.a. Luftvårdslagen som helhet är ca 15 ggr. större än kostnaderna för att uppfylla den⁷.

Lokaliseringsstudier

Fler studier har gjorts för att ta reda på förändringar i utlandsinvesteringar. Walter (1982) fann inga belägg för emigrationshypotesen när han undersökte amerikanska, europeiska och japanska utlandsinvesteringar i föroreningsintensiva industribranscher 1970–1978. Durkesen och Leonard (1980) fann att amerikanska utlandsinvesteringar i miljöbelastande branscher inte tenderade att hamna i utvecklingsländer i större utsträckning än i industrialiserade länder. I en uppföljningsstudie jämför Leonard (1988) utländska direktinvesteringar med importmönstret i ett antal länder: Irland, Spanien, Mexico och Rumänien.

⁶ Stewart, (1993).

⁷ Pasurka och Nestor, (1996).

Författaren antar att om en utflyttning av föroreningsintensiv industri faktiskt förekommer skulle man kunna identifiera följande trender:

1. Föroreningsintensiva branscher skulle öka sina utlandsinvesteringar snabbare än andra branscher.
2. Import av kemiprodukter och gruvprodukter skulle öka snabbare än annan import.
3. En ökande andel av de totala direktinvesteringarna till u-länderna skulle gå till föroreningsintensiva branscher.

I studien konstateras att investeringar och handelsmönster de närmaste åren efter att miljöregleringarna i USA blev strängare inte vittnar om signifikant utflyttning av föroreningsintensiv industri till länder med lägre grad av miljöregleringar. Direktinvesteringar i föroreningsintensiv industri hade inte ökat mer än andra industriinvesteringar under aktuella tiden.

Leonards arbete uppdateras i en studie av Olewiler (1994), vilken bekräftar de tidigare slutsatserna att det inte finns några tydliga samband mellan investeringsmönster och miljöregleringar. De flesta utlandsinvesteringarna i kemikalie- och gruvindustrin görs i i-länder. I en studie av USA:s utlandsinvesteringar visar Repetto (1995) att andelen investeringar i u-länderna i föroreningsintensiva branscher är mindre än andelen investeringar i u-länderna totalt. I ett antal undersökta u-länder minskade den föroreningsintensiva industrins andel av det totala inflödet av investeringar.

I en empirisk studie som publicerats i den tidigare refererade Världsbanksrapporten visar Lucas m.fl. (1992) hur industriproduktionens struktur har varierat mellan länder och över tiden, och hur de har relaterat till giftiga utsläpp i industrin och till inkomstnivån. I studien undersöks både relationen mellan inkomstnivå och föroreningsintensitet samt relationen mellan handelspolitik och miljöförorening.

Hypotesen att miljöregleringar i i-länderna uppmuntrar till investeringar i föroreningsintensiv industri utomlands testas.

Rapporten inriktas på:

- industrins utveckling och sammansättning,
- OECD-ländernas miljöregleringar och utflyttning,
- u-ländernas ekonomiska politik och industrins föroreningsintensitet.

Studien baseras på utsläpps- och produktionsdata från 80 länder och 15 000 anläggningar från 1960–1988. Utsläppsdata och produktionsdata matchas och ger det aggregerade utsläppet per producerad enhet. Författarna gör också en regressionsanalys avseende totalt utsläpp och BNP, samt totalt utsläpp och landets totala produktion. Författarna drar slutsatsen att kostnaderna för företagen p.g.a. miljöregleringar är alltför låga i jämförelse med andra produktionskostnader för att ha någon styrande effekt.

I studien skattas tidsserier för industrins föroreningar för ett stort antal u-länder och i-länder. Tidsserierna visar att de totala utsläppen i relation till BNP stiger snabbare än BNP på låga inkomstnivåer. När BNP stiger så saktar den totala utsläppstakten av. Minskade utsläpp beror till övervägande del på att länder med ökade inkomster minskar sin föroreningsintensiva produktion (större tjänstesektor), inte att man övergår till grönare teknologier.

Dessa resultat, till skillnad från Leonards, stämmer med hypotesen att striktare regleringar i föroreningsintensiva branscher i OECD-länderna har följts av en signifikant utflyttning av dessa branscher till u-länderna. De fattigaste länderna har den högsta tillväxttakten av miljöfarlig produktion. Om detta beror på miljöpolitiken i OECD kan inte författarna bevisa, ej heller motsatsen.

Lucas m.fl. studerade också sammansättningen av industrin i olika länder. De kunde inte finna belägg för en minskande andel av miljöbelastande industri över tiden i höginkomstländer, men fann visst bevis för ökande andel av miljöbelastande industri i de snabbast växande utvecklingsländerna samt de gamla kommunistländerna. De drog då slutsatsen att i detta avseende är öppna ekonomier någonting eftersträvsvärt för utvecklingsländer.

Sterner (1996) menar att det finns ett svagt bevis för konkurrens fördelar i utvecklingsländerna när det gäller kemiindustrin. Han menar att detta främst kan hänföras till nyligen industrialiserade länder och till länder med stora oljeresurser och till ett par specifika sektorer såsom t.ex. plastindustrin. Beviset som framförs är inget starkt bevis för emigrationshypotesen och ett formell test har inte genomförts i studien.

I en studie av amerikanska kemiföretags och maskintillverkares utlandsinvesteringar 1985–1990, Xing och Kolstad (1996), fann man ett visst stöd för emigrationshypotesen. Resultatet har emellertid ifrågasatts utifrån att deras mått på miljökravens stringens – uppmätta utsläpp av svaveldioxid – kanske säger mer om landets industrialiseringsgrad än om miljökraven.

Eskeland och Harrison (1997) hittar i en granskning av fyra länder i stort sett inga belägg för att utlandsinvesteringar är överrepresenterade i föroreningsintensiva branscher. Enda undantaget är cementindustrin i Marocko, som emellertid främst producerar för hemmamarknaden. Detta motsäger hypotesen att företagen investerar i länder med låga miljökrav för att exportera till länder med högre miljökrav.

Produktivitets- och lönsamhetsstudier

Robert Repetto (1995) har undersökt om företagens lönsamhet påverkas av stränga miljöregleringar. Han jämför lönsamheten i företag med höga och låga miljökrav. Studien bygger på en databas där information om mer än tiotusen anläggningar finns samlad. Produktionskostnad, försäljning, omsättning, vinst och utsläpp redovisas. Repetto använder materialet till att skapa så kallade miljöintensitetsindikationer och lönsamhetsindikationer. Därefter analyseras eventuella samband mellan dessa med hjälp av regressionsanalys. Hänsyn tas till en rad andra variabler som påverkar lönsamheten, såsom ålder på anläggningen, storlek, antal nya investeringar, tekniska innovationer m.m. Författaren hittar inga signifikanta samband för att anläggningar med låg miljöstandard skulle vara mer lönsamma än anläggningar med hög miljöstandard. Det finns snarare en svag motsatt tendens.

I en annan studie försöker Repetto m.fl. (1996) justera det traditionella produktivetsmåttet för tre föroreningsintensiva branscher (jordbruk, elproduktion samt trä- och massaframställning) genom att inte bara räkna kostnaderna, utan också beräkna miljönyttan av de miljöinvesteringar som företagen gör. Miljönyttan uppskattas monetärt och adderas till företagets övriga produktion. Mätt med detta mått har produktiviteten ökat mer mellan 1970 och 1990 än den konventionella produktiviteten har gjort. Särskilt för elproduktionen visar hans studie på stora skillnader mellan konventionell och miljöjusterad produktivitet. Miljökostnadens andel av den totala produktionen var mycket hög i början av 1970-talet, mellan 30 och 60%, men har senare sjunkit betydligt.

Barbera och McConnel (1990) kommer i sin analys av hur produktiviteten i industrin påverkas av miljöregleringar fram till motsatt resultat. De mäter den direkta och indirekta effekten av miljöregleringar på totala faktorproduktiviteten (TFP) utan hänsyn till miljöförbättringar. De använder en modell som är utvecklad för att

visa effekten av att införskaffa reningsteknik samt effekten på totala kostnaderna för industrin och för den totala faktorproduktiviteten. Modellen utvecklades för fem föroreningsintensiva industrier. I studien separerades effekterna på produktiviteten i två mått: direkta effekter som mäter den direkta kostnaden av reningsutrustningen, och den indirekta effekten som mäter förändringen i insatsfaktorerna för en producerad vara.

Studien stödjer hypotesen att de direkta effekterna reducerade TFP genom ökade kostnader utan någon märkbar ökning i produktionen. De indirekta effekterna kan antingen vara positiva, negativa eller noll. Nettoeffekten av miljöregleringar på TFP beräknas, i denna studie, uppgå till 10–13% av produktivitetssänkningen sedan 1970 i dessa industrier.

I studien av produktivitetsutvecklingen i pappers-, oljeraffineri- och stålindustrin 1979–1990 finner Gray och Shadbegian (1993, 1995) att anläggningar med höga miljöskyddskostnader har lägre produktivitet än andra anläggningar i samma bransch. Ett negativt samband mellan miljöskyddsnivå och produktivitet har emellertid endast hittats vid jämförelser mellan olika företag, och inte vid jämförelser över tiden för samma företag. Sambandet gäller dessutom endast olika nivåer på miljöskydd, inte när dessa nivåer förändras. En slutsats av studien kan därför vara att det helt enkelt finns företag som är bättre och sämre – mätt med en rad olika mått, som därför samvarierar.

I en detaljerad studie jämförde Hitchens m.fl. (1996) 67 företag i mejeri och slakteribranchen i fyra länder. Författarna fann att höga miljökostnader inte behöver vara något hinder för att företagen uppnår hög nationell och internationell konkurrenskraft. Med undantag för vissa företag i dåvarande Östtyskland påverkar inte miljökostnaderna företagens överlevnad och tillväxt i någon mätbar grad.

I en studie av produktivitetsutvecklingen i den svenska industrin 1963–1980 fann inte heller Wibe (1990) några signifikanta samband mellan miljöpolitisk stringens, mätt som miljöinvesteringar, och produktivitet. Wibe redovisar också liknande undersökningar för Finland och Danmark. I Danmark hittades ett visst positivt samband, vilket förklaras med att regleringarna har påskyndat nedläggningen av äldre och mindre effektiva industrier. I Finland har ett litet negativt samband hittats (produktivitetsminskning med 2 % under en period då den totala produktivitetsökningen varit 200 %).

Översiktsstudier

I en översikt av den existerande litteraturen om effekter av miljöregleringar på handel drar Judith M. Dean (1992) slutsatsen att de många empiriska studierna som har testat emigrationshypotesen inte har kunnat bevisa att den skulle vara sann. Miljöskyddskostnaderna är för små i proportion till de totala kostnaderna för industrin för att vara avgörande för en utflyttning.

Adam Jaffe, Steven Person, Paul Portney and Robert Stavins (1993) har gjort en genomgång av ett stort antal, mestadels amerikanska, studier. De konstaterar att de flesta studier har metodologiska brister. Det är svårt att mäta effekterna av en reglering på produktivitet, utflyttning eller nedläggning, allt annat lika. Författarna konstaterar att det knappt finns någonting dokumenterat som stöder hypotesen om att stränga miljöregleringar har haft någon mätbar effekt på konkurrenskraften, varken positiv eller negativ. De räknar upp några anledningar till varför effekterna av miljöregleringar på konkurrensen är så små:

- Det finns mycket begränsade möjligheter att mäta olika miljöregleringars relativa styrka.
- Miljöskyddskostnaderna är inte speciellt stora jämfört med totala kostnaderna för många branscher, förutom för de mest föroreningsintensiva industrierna. I mindre föroreningsintensiva branscher ligger kostnaderna på 1–2 % och påverkar därför inte konkurrenskraften i någon större utsträckning.
- Många länder har stränga miljökrav, USA är inte ensamt om att belastas med regleringar.
- Amerikanska företag har inte investerat i länder med lägre miljökrav i någon större utsträckning.
- Amerikanska företag som bygger anläggningar i u-länder med relativt svaga miljöregleringar investerar ofta i mer miljövänlig teknik än vad som krävs.

I en annan litteraturöversikt (Steward 1993) dras slutsatsen att av de produktivitetsstudier, lokaliseringsstudier och handelsflödesstudier som har genomförts kan man inte konstatera att länders olika miljökrav är en avgörande faktor för internationell konkurrenskraft. Möjligen, skriver författarna, kan de ha en viss betydelse för några få föroreningsintensiva branscher. De tillgängliga studierna visar att utgifterna för att anpassa sig till miljökraven i USA

endast utgör en liten del av den totala produktionskostnaden för de flesta industrier. De mest reglerade industriernas miljöskyddskostnader kan uppgå till 3 % av totala produktionskostnaderna.

I en översikt av litteraturen inom området drar Jan Adams (1997) slutsatsen att de flesta studier visar på obetydliga samband. Några av de senare och mer fokuserade studierna tenderar att finna de förutspådda negativa effekterna på en disaggregerad nivå, men effekterna är svaga och varierar mellan branscher, över tiden och är mycket beroende av marknadens struktur. Andra studier, på företagsnivå, tenderar i stället att finna positiva samband mellan miljökrav och konkurrenskraft. Han pekar också på svårigheterna att särskilja effekter av mindre betydelsefulla faktorer, så som miljölagstiftningen.

Prövning av Porterhypotesen

Många av de studier som refereras i det tidigare avsnittet kan sägas utgöra tester också av Porterhypotesen – skillnaden är att istället för emigrationshypotesen testas motsatsen, dvs. Porterhypotesen. Eftersom metoderna är behäftade med samma svårigheter som tidigare visats, leder de till lika svaga eller tvetydiga resultat också i detta sammanhang. Svårigheten att i statistiska analyser särskilja påverkan av miljökrav från annan påverkan på handelsmönster, produktivitet etc. gör det svårt att dra slutsatser också om Porterhypotesen. Flera av studierna i litteraturöversikten är dessutom inte möjliga att testa Porterhypotesen med, eftersom de bygger på modeller där miljökrav per definition leder till kostnader.

Ett par nordiska studier är däremot utformade så att de testar Porterhypotesen explicit. I en norsk studie av 150 företag inom industrisektorn finner Glombek och Raknerud (1995) att de företag som varit utsatta för de strängaste miljöregleringarna inom massa- och pappersindustrin samt järn- och stålindustrin har haft en högre förvärvsfrekvens och varit mindre benägna att läggas ned, jämfört med andra företag.

I studien definieras regleringarnas stringens via de fyra klasser av utsläppstillstånd som finns i Norge. Grovt sett innebär de två första klasserna av tillstånd "stora" minskningar av utsläppen, medan klass 3 och 4 innebär "marginella" minskningar av utsläppen. Företag som haft tillstånd i klass 1 eller 2 har haft en större benägenhet att anställa ny arbetskraft och mindre benägenhet att läggas ned, jämfört med företag som har haft tillstånd i klass 3 och 4. Stu-

dien ger därmed ett visst stöd för Porterhypotesen. En alternativ förklaring till det positiva sambandet mellan hårda miljökrav och nyanställningar skulle emellertid kunna vara att det i praktiken endast är de framgångsrika företagen som regleras hårt, även om detta enligt författarna inte är fallet. Det skall också påpekas att ökad sysselsättning, vilket är studiens resultat, inte är liktydigt med hög konkurrenskraft eller produktivitet.

Brännlund (1996) och Hetemäki (1995) har studerat miljöregleringarnas effekter på svensk respektive finsk massa- och pappersindustri. Med hjälp av en s.k. distansfunktion beräknas ett "skuggpris" för utsläpp av avloppsvatten och syreförbrukande ämnen. Skuggpriset motsvarar intäktsbortfallet i termer av minskad produktion till följd av utsläppsreduktionen. Den finska studien visar på ett positivt skuggpris för avloppsvattnet (företaget tjänar på att minska utsläppen), vilket är förenligt med Porterhypotesen. Något samband mellan hög nivå på regleringar och hög effektivitet i anläggningen, vilket Porterhypotesen förutsäger, kunde inte påvisas. Den svenska studien gav inga entydiga resultat, men visade att skuggpriset för föroreningarna troligen är negativt.

I en underlagsrapport till skatteväxlingskommittén analyseras produktivitetens utvecklingen i svensk tillverkningsindustri mellan 1974 och 1993 (Marklund 1997). Slutsatsen är att "ur teoretisk synpunkt är det svårt att finna några starka argument för Porters idéer". Å andra sidan är det svårt, för att inte säga omöjligt, att helt förkasta Porters argument på teoretiska grunder". Vidare menar han att "de empiriska studier som finns inte ger något starkt stöd för Porters argument". Å andra sidan finns det inte något starkt stöd för den traditionella uppfattningen att en stringent miljöpolitik leder till konkurrensförsämringar". Studien ger inga indikationer på att miljöregleringar skulle ha någon negativ effekt. Snarare har produktivitetens utvecklingen varit gynnsam i flera hårt reglerade branscher, vilket ger visst stöd för Porters idéer.

I ytterligare en rapport (1999) försöker Marklund testa Porterhypotesen på massa och pappersindustrin i Sverige. Han finner inget samband mellan hög effektivitet och miljöregleringar i studien. En tänkbar förklaring till detta, menar Marklund, är att företagen inte har full information.

I en teoretisk analys av vilka motiv länder har att av ekonomiskt strategiska skäl sänka miljökrav finner Barrett (1992a) att sådana motiv är svaga och endast finns i undantagsfall (vissa monopol- och oligopol-situationer). I många fall har länder snarare ekonomisk anledning att införa strikta miljökrav. Analysen begränsar sig till

lokala miljöproblem. Barrett (1992b) relaterar vidare Porters definition av nationell konkurrenskraft till miljöregleringar och menar att striktare lagstiftning kan inverka positivt på olika länders konkurrenskraft. Hans slutsats är att man kan åstadkomma konkurrensfördelar med hjälp av en hårdare lagstiftning. Konkurrensfördelarna är inte endast relevanta i exportsammanhang utan kan även ge effektivitetsvinster.

Jaffe och Palmer (1996) menar att Porterhypotesen måste differentieras på olika sätt. För det första kan hårdare miljölagstiftning gynna marknaden för de företag som har miljö som affärsidé, dvs. de som producerar produkter eller tjänster som löser miljöproblemen. Deras kunder påverkas av lagstiftningen genom att de tvingas öka sin efterfrågan på miljölösningar. För det andra kan man förvänta sig att hårdare miljölagstiftning leder till innovationer, främst teknologiska. Lanjouw och Mody (1993) presenterar ett visst stöd för detta, genom att påvisa ett visst samband mellan ökande miljökostnader och en ökning av miljöteknologirelaterade patent, dock med en ett- till tvåårig förskjutning. För det tredje kan Porterhypotesen betyda att vissa företag uppnår fördelar jämfört med andra i samma sektor eller bransch (*first mover* – fördelar).

Sammanfattningsvis menar Jaffe och Palmer (1996) att national-ekonomisk forskning om sambanden mellan stark reglering och innovationer ger små möjligheter att dra några slutsatser om Porterhypotesen. De påpekar samtidigt att de empiriska resultaten – positiv effekt på antalet patenterade miljöteknologier – är förenliga med hypotesen att miljöregleringar stimulerar vissa typer av innovationer. Detta skulle, menar författarna, kunna innebära att miljölagstiftningens nuvarande hämmande inverkan kompenseras av att lagstiftningen orsakar hög lönsamhet för nya miljöskyddsteknologier.

Fallstudier

Förutom de fallstudier som Porter själv hänvisar till finns andra fallstudier som kan användas till att pröva rimligheten i hans teori. Christie m.fl. (1995) har studerat motiven till 30 kemi- och verkstadsföretags investeringar i energibesparingar och miljöskydd. Flera nyckelmotiv kunde identifieras: att uppfylla myndighetskrav, att uppnå kostnadsbesparingar och ökad effektivitet, ökad konkurrenskraft, att uppfylla förväntningar om framtida myndighetskrav, krav från kunder samt företagets eget åtagande att agera ansvars-

fullt. Drygt 2/3 av företagen menade att både behovet av att uppfylla myndigheternas krav och möjligheterna att uppnå kostnadsbesparingar och ökad effektivitet var mycket viktiga motiv.

USA:s miljömyndighet EPA har låtit genomföra en rad relativt detaljerade branschstudier (Management Institute for Environment and Business, 1996). Studierna visade att företagens förmåga till innovationer var beroende av såväl miljöregleringarnas utformning som branschens struktur. Små företag har små resurser för FoU i absoluta termer, men kan i vissa fall äga relativt mycket resurser för miljöarbete, och kan ha en fördel av att vara flexibla än större konkurrenter. I vissa fall fanns klara *first mover*-fördelar, i andra fall tjänade företagen på att inte reagera så snabbt på miljökraven. Studierna pekade också på konsumenternas avgörande betydelse, eftersom konsumenttrycket är en avgörande drivkraft för innovationer.

Porterhypotesen har på senare år också fått viss bekräftelse vid införande av miljöledningssystem. Företagen påstår att detta ger ökad materialeffektivitet vilket i sin tur gör att pay-off-tider för miljöledningssystem kan ligga mellan ett halvt och ett år.

Sammanfattning

Den tidigare genomgångna litteraturen gällande emigrationshypotesen och Porterhypotesen visas nedan översiktligt. Särskilt stora osäkerheter i studiernas slutsatser är markerade med parenteser.

	Stödjer Porter- hypotesen	Stödjer inte Por- terhypotesen	Varken eller
<i>Porterhypotesen</i>			
Golombeck & Raknerud (1995)	(X)		
Brännlund (1996)		(X)	
Hetemäki (1996)		(X)	
Marklund (1997)	(X)		
Marklund (1999)		X	
Barett (1992)	X		
Jaffe & Palmer (1996)	(X)		
Lanjouw & Mody (1993)	X		
Christie (1995)	(X)		
MIEB/EPA (1996)	(X)		

	<i>Stödjer hypotesen att det finns ett samband mellan stränga miljökrav och försämrad konkurrenskraft</i>	<i>Stödjer inte hypotesen att det finns ett samband mellan stränga miljökrav och försämrad konkurrenskraft</i>	<i>Varken eller</i>
<i>Handelsflödesstudier</i>			
Sorsa (1994)		X	
Low och Yeats (1992)		X	X
Mani och Wheeler (1998)	(X)		
Schmalensee (1993)		X	
Stewart (1993)		X	
<i>Lokaliseringsstudier</i>			
Walter (1982)		X	
Duerksen & Leonard (1980)		X	
Leonard (1988)		X	
Olewiler (1994)		X	
Repetto (1995)		X	
Lucas m.fl. (1992)		X	
Sterner (1996)	(X)		
Xing & Kolstad (1996)	(X)		
Eskeland & Harrison		X	
<i>Produktivitetsstudier</i>			
Repetto (1995)		X	
Barbera & McConnel (1995)	X		
Gray & Shadbegian (1993, 1995)	(X)		
Hitchens (1996)		X	
Wibe (1990)		X	
<i>Översikter</i>			
Dean (1992)		X	
Steward (1993)			X
Jaffe m.fl. (1993)		X	
Adams (1997)			X

Referenser

Adams, Jan (1997). "Environmental Policy and Competitiveness in a Globalised Economy: Conceptual Issues and a review of Empirical Evidence". Globalisation and Environment, OECD.

Andreoni, James & Levinson, Alrik (1998). "The Simple Analytics of the Environmental Kuznets Curve", National Bureau of Economic Research, Cambridge.

Barbera, Antony and McConnell, Virginia (1990). "The Impact of Environmental Regulations on Industry Productivity: Direct and Indirect effects". Journal of Environmental economics and Management 18, p. 50–65.

Barrett, S. (1992a). "Strategic Environmental Policy and International Trade". CSERGE Working Paper GEC 9219, University College London and University of East Anglia.

Barrett, S. (1992b). "Strategy and Environment". Columbia J. World Bus. Fall/Winter 27.

Brännlund, Runar (1996). "Estimating Shadow Prices of Undesirables", Mimemo, Umeå Universitet.

Christie m.fl. (1995). "Cleaner Production in Industry". London: Policy Studies Institute.

Dean, Judith M. (1992). "Trade and The Environment: A Survey of the Literature". World bank Discussion Papers 159, International trade and the Environment.

Dijkgraaf, E. & Vollerbergh, H.R.J. (1999). "Kuznets revisited – Time-series versus panel estimation: The CO2 case", Föredrag hållet vid: The Ninth Annual Conference of the European Association of Environmental and Recourse Economists (EAERE), Oslo 25–27 June 1999.

Durkesen, C. och Leonard, H. J. (1980). "Environmental Regulations and the Location of Industries: An International perspective". Columbia Journal of World Business (Summer), 15, p. 52–68.

Eriksson, Clas, & Persson, Joakim (1998). "Sources of the Environmental Kuznets Curve: preferences, Technology and Voting". University College Gävle-Sandviken, Working Paper No 42.

Eskeland, G.S. and Harrison, A. E. (1997). "Moving to Greener Pastures? Multinationals and the Pollution-haven Hypothesis". Policy Research Working Paper 1744. The World Bank.

Glombek, R., Raknerud, A. (1995). "Environmental regulations and Manufacturing Employment: A Microeconomic Study on Norwegian Data", Foundation for research in Economics and Administration, The World Bank.

Gray, W.B., Shadbegian, R. (1993). "Environmental Regulation and Manufacturing Productivity at the Plant Level". Working paper no.4321, Cambridge, MA: national Bureau of Economic Research.

Gray, W. B., Shadbegian, R. (1995). "Pollution Abatement Costs, Regulation and Plant level Productivity". Working paper no. 4994, Cambridge, MA: national Bureau of Economic Research.

Grossman, Gene, & Krueger, Alan (1991). "Environmental Impacts of a North American Free trade Agreement". National Bureau of Economic Research, Working paper no. 3914, Cambridge.

Hettige, Hemamala, & Wheeler, David (1998). "Industrial Pollution in Economic Development (Kuznets Revisited)". Policy Research Working Paper 1876, Världsbanken, 1997.

Hetemäki, L. (1995). "Environmental Regulation and production Efficiency: Evidence from the Pulp Industry". Mimeo, Finnish Forest Research Institute, Helsinki.

Hilton, Hank & Levinson, Arik (1998). "Factoring the Environmental Kuznets Curve: Evidence from Automotive lead Emissions". Journal of Environmental economics and Management 35 (126–141).

Hitchens, D. M. W. N. m.fl. (1996). "Effects on Employment Skills, Productivity and Competitiveness of Environmental regulation in Food Processing Across the EU". Working Paper, Dublin: European Foundation.

Holtz-Eakin, D. & Selden, T. (1995). „Stoking the fires? CO2 emissions and economic growth”. *Journal of Public Economics* 57.

Jaffe, Adam, Peterson, Steven, Portney, Paul and Stavins, Robert (1993). ”Environmental regulations and International Competitiveness: What does the evidence Tell Us?”. Washington D.C. Resources for the Future, Working paper.

Jaffe, A., Plamer K. (1996). ”Environmental regulation and Innovation: A Panel Data Study”. National Bureau of Economic Research, Working paper 5545, Cambridge MA, April.

Koop, Gary & Tole, Lise, (1999). ”Is There an Environmental Kuznets Curve for Deforestation?”. *Journal of Development Economics*, vol. 58 (1999) 231–244.

Lanjouw, J., Mody, A. (1993). ”Stimulating Innovation and International Diffusion of Environmental Responsive Technology: The Role of Expenditures and Institutions”. Mimemo, The World Bank.

Lekakis, Joseph, N. (2000). ” Environment and Development in a Southern European Country – Which Environmental Kuznets Curves?”. *Journal of Environmental Planning and Management*, Abingdon.

Leonard, Jaffery (1988). ”Pollution and Struggle for the World product”. New York: Cambridge University Press.

Low, Patrick, Yates, Alexander (1992). ”International Trade and the Environment. Do ”Dirty” Industries Migrate?”. World Bank Discussion paper 159 p. 89–103.

Lucas, Robert, Wheeler, Davis, Hettige, Hemamala (1992). ”Economic Development, Environmental regulation and the International Migration of Toxic industrial Pollution 1960–88”. World Bank Discussion paper 159, International Trade and the Environment.

Mani, Muthukumara and Wheeler, David (1998). ”In Search of Pollution Havens? Dirty Industry in the World Economy 1960–

1995". Studien presenterades på konferens vid Världsbanken i april 1998.

Marklund, Per-Olov (1997). "Skatter, miljö och sysselsättning", SOU 1997:11, bilagedel, rapport 11.

Marklund, Per-Olov (1999). "Environmental Regulation and Firm Efficiency", Umeå Economic Studies No. 504, Umeå universitet.

MIEB (Management Institute for Environment and Business) (1996). "Competitive Implications of Environmental Regulation", case studies prepared for Office of Policy, Planning and Evaluation, Washington DC: US Environmental Protection Agency.

Olewiler, N. (1994). "The Impact of Environmental Regulation on Investment", I *Benedickson, J. m.fl.* (1994). "Getting the Green Light: Environmental Regulation and Investment in Canada". Policy study 22, Toronto: C.D. Howe Institute.

Pasurka, C. A., Nestor, D. V. (1996). "Trade Effects of the 1990 Clean Air Act Amendments". Washington DC: US EPA.

Repetto, Robert (1995). "Jobs, Competitiveness and Environmental Regulation: What are The Real Issues?". World Resources Institute, Research Report.

Repetto, Robert, m.fl. (1996). "Has Environmental Protection Really Reduced Productivity Growth?" World Resource Institute, Research Report.

Roberts, Timmons & Grimes Peter (1997). "Carbon Intensity and Economic Development 1962–91: A Brief Exploration of the Environmental Kuznets Curve". *World Development*, Vol.25, No2 (191–198).

Schmalensee, Richard (1993). "The Cost of Environmental Protection". Centre for Energy and Environmental Policy Research, Massachusetts Institute of Technology, October 1993.

Selden, Thomas & Song, Daqing (1993). "Environmental Quality and development: is There a Kuznets Curve for Air Pollution

Emissions?”. *Journal of Environmental Economics and Management* 27 (147–162).

Shafik, N. & Bandyopadhyay, S. (1992). “Economic growth and environmental quality: Time series and cross-section evidence”. World Bank Policy Research Working Paper 904.

Smith, V. K., and Espinosa, J. A. (1995). “Environmental and Trade policies: some Methodological Lessons”.

Sorsa, Piritti (1994). “Competitiveness and Environmental Standards”, Washington D.C.: World Bank Policy Research Working paper 1249.

Stern, David, Common, Michael & Barbier, Edward (1996). “Economic Growth and Environmental Degradation – The Environmental Kuznets Curve and Sustainable Development”, World Development, Vol. 24, No 7, pp 1151–1160.

Sterner, Thomas (1996). “Competitiveness, Trade and Environment – Reviled Comparative Advantage in Chemical Products”. Studies in Environmental Economics and Development, 1996:1. Unit of Environmental Economics, Department of Economics, Gothenburg University.

Stewart, Richard (1993). “Environmental Regulation and International Competitiveness”. The YALE Law Journal 102.

Walter, I. (1982). “Environmentally Induced Industrial Relocation to Developing Countries”. I Rubin, S. (ed) “Environment and Trade”, New Jersey: Allanheld, Osmun and Co.

Wibe, Sören (1990). “Regleringsteori”, Arbetsrapport, Institutionen för skogsekonomi, Sveriges Lantbruks Universitet, Umeå.

Xing, Y. and Kolstad C. D. (1996). “Do Lax Environmental Regulations Attract Foreign Investment?” studie som presenterades vid National Bureau of Economic Research workshop on Public Policy and the Environment, Cambridge, MA.

Input-outputanalys

Input-output analys (IO-analys) är en metod att systematiskt beskriva flöden av varor och tjänster mellan olika sektorer i ekonomin och därmed sektorernas beroende av varandra (direkt och indirekt) som leverantörer och avnämare. Systemet innefattar dels en s.k. IO-matris, som beskriver leveranser av insatsvaror i produktionssystemet, dels länkar till marknader för produktionsfaktorer (arbetskraft och kapital), till utrikeshandel och inhemsk slutlig efterfrågan. Genom att invertera en IO-matris kan man bl.a. beräkna hur stora mängder av råvaror och av arbetskraft och kapital viss slutlig efterfrågan (t.ex. privat konsumtion) tar i anspråk i olika led i produktionskedjan. Man kan också beräkna det sammanlagda importinnehållet i denna slutliga efterfrågan, direkt och som insatsvaror i de ”svenskproducerade” varor som ingår.

De siffror som ingår i gängse IO-analyser är monetära värden, i antingen löpande priser eller fasta priser (volym). Det är emellertid möjligt att kombinera denna analys med mått i fysiska termer, t.ex. kvantiteter av råvaror. Man kan då exempelvis beräkna åtgångstal för malmer och mineraler i kg per kr förädlingsvärde eller per kr slutlig användning. Ett exempel på detta slags utvidgade input-outputkalkyler är miljöräkenskaper i fysiska termer.

Miljöräkenskaper

Utsläppen från produktion av en vara uppkommer inte bara i den bransch som färdigställer varan, utan kan komma från flera led i tillverkningsprocessen. Stora delar av olika branschers utsläpp uppkommer således när de producerar varor som används som

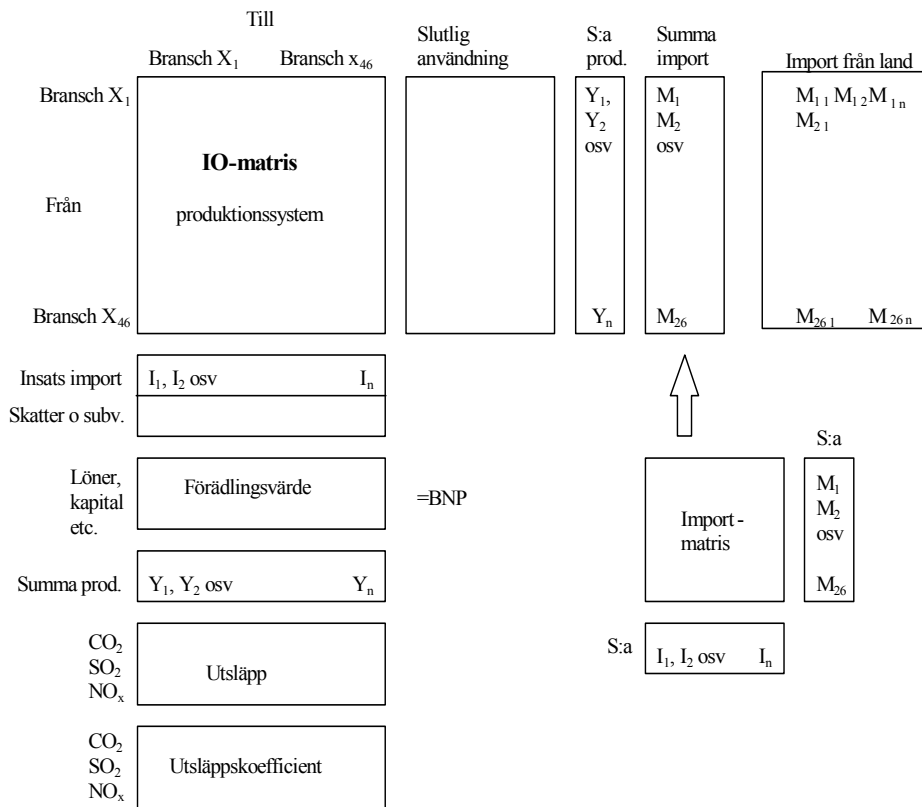
insats i andra branschers produktion. Förändringar i exempelvis produktionen i en bransch leder till förändrad produktion i andra branscher och därmed också förändrade utsläppsnivåer. I en input-outputanalys försöker man ta hänsyn till detta samspel mellan de olika branscherna. Utsläppen fördelas på de olika grupper av varor vi slutligen använder istället för på branscher.

För att kunna göra IO-analyser måste man således ha tillgång till input-outputmatriser (se figur). En förändrad efterfrågan leder till förändrade utsläpp, dels de direkta utsläppen i den bransch där efterfrågan ökade och dels de indirekta utsläppen som gjorts av andra branscher i tidigare produktionsled. Även den utsläppsförändring som blir följderna av ökad import kan beräknas. Om importens andel av varuinsatsen är känd, kan man t.ex. anta att importerade varor orsakar samma utsläpp som svenskproducerade varor.

I IO-matriserna redovisas all import av varor och tjänster som dels går in i den inhemska produktionen som insatser och dels den import som går direkt till slutlig användning. De varor och tjänster vi importerar drar resurser och genererar utsläpp i sin framställning i andra länder.

Beräkningsmässigt innebär det helt enkelt att summera ihop importen för insats och slutlig användning och sedan använda IO-matrisen för att beräkna ett produktionsvärde på samma sätt som man kan göra för förändringar i olika delar i den slutliga användningen. I figuren visas en IO-matris och hur kopplingen till bl.a. utsläpp och import ser ut.

Figur: IO-matrisen och dess koppling till utsläpp, import etc.



Källa: Miljöräkenskaperna, SCB.