

Förord

Långtidsutredningen 2003 utarbetas inom Finansdepartementet. I samband med utredningen genomförs ett antal specialstudier. Huvuddelen av dessa publiceras som bilagor till utredningens huvudrapport.

Denna bilaga har utarbetats av professor Bengt Kriström och professor Sören Wibe vid Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå, samt professor Runar Brännlund och filosofie doktor Jonas Nordström vid Umeå Universitet. Huvudansvarig för arbetet har varit Bengt Kriström.

I bilagan diskuteras hur miljöpolitikens kostnader och intäkter fördelas. I bilagan presenteras ett antal nya svenska studier kring fördelning och miljö. Bland annat inkluderar bilagan analyser av fördelningseffekter som uppstår på hushåll och industri till följd av förändringar av miljörelaterade energiskatter. Effekter på olika inkomstgrupper, såväl som på olika regioner, lyfts fram i bilagan.

Ansvar för långtidsutredningens bilagor och de bedömningar dessa innehåller vilar på respektive författare.

Finansdepartementets kontaktperson har varit departementssekreterare Martin Hill.

Stockholm i december 2002

Bettina Kashefi
Departementsråd

Innehåll

Författarnas förord	9
Sammanfattning och slutsatser	11
Syfte och övergripande slutsatser.....	11
Principiella frågor kring fördelning och miljö.....	12
Resultat från tidigare studier	13
Resultat i denna bilaga	13
1 Inledning.....	19
1.1 Bilagans upplägg.....	23
2 Grundläggande frågor	25
2.1 Inledning.....	25
2.2 Bakgrund	25
2.3 En tillbakablick.....	29
2.4 Vad skall fördelas?	31
2.5 Fördelning och effektivitet.....	36
3 En översikt av empiriska studier kring fördelning och miljö.....	39
3.1 Sammanfattning	39
3.2 Äldre studier.....	42

3.3	En trestegsanlys av fördelningseffekter	42
3.3.1	Hushållet	42
3.3.2	Företag.....	51
3.3.3	Marknaden.....	53
3.3.4	Hela ekonomin.....	64
4	Kostnader och fördelningseffekter av koldioxidskatten	75
4.1	Sammanfattning.....	75
4.2	Inledning.....	80
4.3	Miljöpolitiska styrmedel och miljöpolitikens kostnader	81
4.4	Hushållens konsumtionsmönster	88
4.5	Modell och metod	93
4.6	Modellresultat.....	95
4.7	Modellsimuleringar	98
4.7.1	Fördubbling av koldioxidskatten och sänkning av den allmänna momsen.....	103
4.7.2	Fördubbling av koldioxidskatten och sänkning av momsen för kollektivtrafik	108
4.7.3	Fördubbling av koldioxidskatten och sänkning av löneskatten	113
	Appendix.....	117
4.A	Ekonometrisk modell.....	117
4.B	Estimationsresultat	120
4.C	Simuleringsmetod för prisförändringar	130
4.D	Kompenserad förändring (compensating variation CV)	132
4.E	Simuleringsresultat	133
5	Regionala effekter av miljöpolitik – några exempel	137
5.1	Sammanfattning.....	137
5.1.1	Industrins punktskatter på energi.....	137
5.1.2	Bensin- och dieselskatterna	138
5.1.3	Ett alternativ till existerande koldioxidskatt	138
5.1.4	Attityder till rovdjurspolitiken	139

5.2	Inledning.....	140
5.3	Industrin energianvändning och punktskatterna på energi	141
5.3.1	Effekten av förändrade energiskatter	147
5.3.2	Industrins energiskatter – en utvidgad analys för skogsindustrin.....	149
5.3.3	Sammanfattning	154
5.4	Bensin- och dieselskatten	155
5.4.1	Reseavdragen – en korrigerande faktor	162
5.4.2	Sammanfattning.....	163
5.5	Koldioxidskatten, en regional analys	163
Appendix.....		170
	Regionala skillnader i synen på Sveriges rovdjurspolitik – resultat från en pilotundersökning	170
	Urvalet	171
	Resultat	173
	Beteendepåverkan	173
	Attityder till rovdjursstammens storlek.....	175
	Betalningsvilja	178
	Ett samhällsekonomiskt räkneexempel	180
	Sammanfattning	182
Bilaga (Frågeformulär).....		184
Referenser		187
Bilagor till Långtidsutredningen 2003.....		197

Författarnas förord

I denna bilaga till Långtidsutredningen 2003 behandlas olika aspekter på miljöpolitiken, med fokus på fördelningsfrågorna. Bilagan kan ses som en naturlig fortsättning på bilaga 6 till Långtidsutredningen 1992 där två av oss (Kriström och Wibe) diskuterade viktiga inslag i en effektiv miljöpolitik. Ekonomer föredrar många gånger att diskutera effektivitetsfrågor, inte minst på grund av att det är angeläget att våra knappa resurser används på effektivast möjliga sätt. Icke desto mindre är fördelningsfrågorna av intresse när det gäller utformningen av miljöpolitiken i praktiken. I första hand är ekonomens roll dock att beskriva hur miljöpolitiken fördelar intäkter och kostnader, snarare än att ta ställning till frågan om en viss förändring är "rättvis" eller inte. Utgångspunkten för vårt arbete är därför att sprida ljus över hur miljöpolitikens frukter och bördor fördelas över olika grupper. Annorlunda uttryckt belyser bilagan frågeställningen "hur det kan bli" men ger inget svar på frågan "hur det bör vara".

De olika kapitlen har olika huvudförfattare: Bengt Kriström har skrivit kapitel 1, 2 och 3, Runar Brännlund och Jonas Nordström kapitel 4. Sören Wibe har utarbetat kapitel 5 med tillhörande appendix. Under arbetets gång har vi haft stor hjälp av Ekonomiska avdelningen vid Finansdepartementet, och vi vill rikta ett särskilt tack till Martin Hill och Kerstin Krafft.

Umeå 10 december 2002

Bengt Kriström

Runar Brännlund

Jonas Nordström

Sören Wibe

Sammanfattning och slutsatser

Syfte och övergripande slutsatser

Miljöpolitiken kan såväl gynna som drabba olika företag och hushåll och det ligger i sakens natur att varje miljöpolitisk åtgärd skapar såväl ”vinnare” som ”förlorare”. Idag vet vi inte särskilt mycket om hur miljöpolitikens intäkter och kostnader fördelas. Huvudsyftet med denna bilaga är att fylla igen något av denna kunskapslucka, genom att presentera ett antal svenska studier kring fördelning och miljö. Ett underordnat syfte är att diskutera några principiella frågor och redovisa erfarenheter från andra studier.

Man kan dra fyra huvudslutsatser från vårt arbete:

- Det grundläggande syftet med miljöpolitik är att ställa om konsumtions- och produktionsmönster i en för samhället gynnsammare riktning. Miljöpolitiken måste därför ha fördelnings-effekter.
- Om man vill kombinera regionalpolitiska mål som regional balans med miljöpolitiska ambitioner att Sverige skall vara ett föregångsland, ställer detta avsevärda krav på regionalpolitiken. Glesbygdsborna belastas i allmänhet hårdare än tätortsbor av miljöpolitikens kostnader. Skatteväxling i klimatpolitiken (höjd koldioxidskatt, lägre moms) är ett exempel på detta.
- Om man vill kombinera ett mål om jämn inkomstfördelning med miljöpolitiska ambitioner att Sverige skall vara ett föregångsland, ställer detta avsevärda krav på kompenserande åtgärder för låginkomstgrupper. Skatteväxling i klimatpolitiken (höjd koldioxidskatt, lägre moms) är ett exempel på en regressiv¹ miljöpolitisk åtgärd.

¹ En regressiv åtgärd drabbar låginkomsttagare hårdare än höginkomsttagare, räknat i procent. Om varje svensk drabbas av en kostnad på 100 kronor innebär detta en större börda i procent för den som har lägre inkomst.

- Varje miljöpolitiskt beslut har konsekvenser för hushåll, företag och miljön. För att kunna hushålla med våra miljö- och finansiella resurser på bästa sätt är det av stor vikt att konsekvensbeskrivningar används som beslutsstöd. Sådana konsekvensbeskrivningar måste göras innan definitiva beslut fattas.

Principiella frågor kring fördelning och miljö

För att vara framgångsrik måste miljöpolitiken ha fördelnings-effekter, i bemärkelsen att konsumtion och produktion måste förändras. Miljöpolitikens kostnader och intäkter kan dock fördelas över befolkningen på ett sätt som inte behöver vara konsistent med andra politiska mål. En av de mest intressanta utmaningarna är att kostnader för att uppnå miljömål tenderar att koncentreras till ett fåtal, medan intäkter sprids över många. Naturresurskonflikter kring rovdjur och vildlax samt lokalisering av särskilt känsliga aktiviteter (lagring av avfall) illustrerar detta väl.

En viktig fråga i alla studier av fördelningspolitiska frågor är vad som skall fördelas. Alternativen inkomst, livsinkomst, ”nytta”, förmögenhet (i vid mening) ger inte nödvändigtvis samma slutsatser. Exempelvis minskar ofta regressiviteten om man använder livsinkomst istället för inkomst som mått. Denna bilaga sprider ljus över fördelningseffekter i några, men inte alla tänkbara och i sammanhanget intressanta dimensioner. Exempelvis diskuterar bilagan inte fördelningen av miljöresurser mellan generationer.

Den konventionella uppfattningen (bland ekonomer) att fördelning och effektivitet kan separeras har på senare år allt oftare kommit att utmanas. Föreställningen att man kan ”göra kakan så stor som möjligt” oberoende av hur den skärs stämmer inte enligt vissa makroekonomiska studier. En jämnare inkomstfördelning kan ge högre tillväxt (det omvända resultatet är också dokumenterat i litteraturen). Konkret innebär detta att det finns ett värde i att belysa hur en politikförändring påverkar fördelningen av inkomster (eller andra parametrar av intresse), något som blir allt vanligare i utvärdering av t.ex. offentliga program för utbildning.

Resultat från tidigare studier

Vår översikt av erfarenheter från nyare studier, främst utländska efter 1985, ger följande slutsatser:

- Miljöpolitikens kostnader fördelas oftare regressivt än progressivt.
- Miljöpolitikens intäkter, i termer av förbättrad miljö kvalitet, gynnar såväl hög- som låginkomsttagare. En tidigare populär uppfattning (inte minst bland ekonomer) att miljö kvalitetsförbättringar fördelas progressivt har inte starkt empiriskt stöd. Det finns dock stora variationer; i vissa fall tycks miljöförbättringar främst gynna höginkomsttagare, i andra fall låginkomsttagare.
- Skatteväxling är i allmänhet regressiv, särskilt om miljöskatter växlas mot lägre arbetsgivaravgifter.
- Det finns möjligheter att utforma miljöpolitiken så att fördelningseffekterna mildras. Det innebär tex. att man delar ut utsläppsätter gratis, eller, som är fallet i Sverige idag, använder olika nedsättningsregler inom energibeskattningen.

Resultat i denna bilaga

Det är ett väsentligt "avstånd" mellan utsagorna "hur det är" och "hur det borde vara". Bilagan besvarar inte den normativa frågeställningen, men sprider visst ljus över den positiva. Icke desto mindre anser vi att man i miljöpolitiken även framgent bör söka efter kostnadseffektiva åtgärder, där man så långt möjligt belyser fördelningseffekterna av varje politikval.

Klimatpolitik och skatteväxling: effekter på hushåll

I beräkningarna ingår tre olika varianter av skatteväxling: Sänkning av moms; subvention av kollektivtrafik och sänkning av inkomstskatt. Klimatpolitik, utformad som skatteväxling, är regressiv och drabbar relativt sett glesbygdsborna hårdare än storstadsborna. Huvudförklaringen är att konsumtion och inkomster varierar över landet, inte minst när det gäller energivaror. För hushållen med lägst inkomst går cirka 15 procent av den disponibla inkomsten till energivaror, medan hushåll med den högsta inkomsten spenderar cirka 7 procent av den disponibla inkomsten på dessa varor.

Mönstret går igen för samtliga enskilda energivaror, men är mest tydligt för uppvärmning och bensin. Ett hushåll i Stockholm använder cirka 7 procent av sin disponibla inkomst till energivaror, medan ett norrlandshushåll använder 10–14 procent av inkomsten till dessa varor. En höjning av skatten på energivaror, t.ex. en koldioxidskatt, kommer därmed att kosta hushåll i glesbygd mer, sett som andel av disponibel inkomst, än för hushåll i storstadsregionerna.

De intäkter en fördubbling av den svenska koldioxidskatten ger medför att man kan sänka den allmänna momsen med 2 procent, från 25 till 24,5 procent. Detta visar tydligt på problemet med att ersätta en bred skatt som momsen med en smal skatt. En sådan reform medför vidare att konsumentpriset på olja stiger med 32 procent, medan priset på el sjunker med 0,4 procent till följd av den lägre momsen och det faktum att det inte är någon koldioxidskatt på el. Prisökningen för fjärrvärme är relativt liten (3 procent) till följd av att enbart 20 procent av de primära energiinsatsvarorna i produktionen utgörs av punktskattbelagda varor.

Välfärdseffekterna av en sådan skatteväxling har också beräknats för genomsnitt i olika kategorier. Hushåll som bor i Stockholm har den minsta välfärdsförlusten på 589 kronor. För hushåll boende i Göteborg/Malmö och större städer uppgår välfärdskostnaden till 1 087 kronor respektive 1 209 kronor. Störst välfärdsförlust upplever hushåll boende i Norrlands större städer och i norra glesbygden med en välfärdsförlust på cirka 1 530 kronor.

Välfärdförlusten i kronor är minst för hushåll med låga inkomster, 523 kronor, och stiger sedan med ökande inkomster till 1 451 kronor för hushåll med de högsta inkomsterna. Sätter vi välfärdsförlusten i relation till den disponibla inkomsten blir bilden annorlunda, därför att hushåll med låga inkomster bär en större andel av kostnaden. Denna typ av skatteneutral reform kommer att förstärka konsumtionsskatternas regressiva karaktär och medföra att inkomstfördelningen blir mindre jämn.

Motsvarande skatteväxlingsreformer, med återföring i termer av sänkt moms på kollektivtrafik och löneskatten ger liknande effekter. Scenariet med en sänkning av den allmänna momsen ger de lägsta samhällsekonomiska kostnaderna, oaktat miljövinster.

Miljövinster är ungefär lika stora i de olika scenarierna, dock är det svårt att bedöma hur en växling mot lägre moms på kollektivtrafik påverkar koldioxidutsläppen. I de två beräkningsbara fallen med lägre moms respektive inkomst kommer utsläppen

av koldioxid att minska med cirka 10 procent. I fallet med sänkt moms på kollektivtrafik ökar efterfrågan på kollektivtrafik med 38–39 procent, vilket motverkar de minskade utsläppen från de andra varugrupperna.

Energianvändning i industrin och effekter av energiskatter

Energianvändningen i industrin varierar avsevärt såväl mellan sektorer som mellan regioner. Skogslänen är överrepresenterade i den allra mest energiintensiva produktionen. Befintliga energi- och miljöskatter belastar inte industrin särskilt hårt på grund av olika nedsättningsregler. Om nedsättningsreglerna i energiskattesystemet försvinner, en tänkbar framtida konsekvens av en anpassning till EU-regler, får detta avsevärda effekter på energiintensiv industri.² Det konkreta fall som studeras i denna bilaga är att industrins undantag skulle upphävas och industrin beskattas enligt samma tariffer som hushållen. Detta skulle leda till stora kostnadsökningar för företagen, i vissa län uppgående till 60–70 000 kronor per anställd. Det regionala mönstret av en sådan förändring är i stora drag detsamma som själva energianvändningen. De största kostnadsökningarna – och därmed de största effekterna – uppkommer i typiska glesbygdslän. Sysselsättningseffekten beräknas, på kort sikt, till cirka 5 000 personer. Om regional balans är ett mål, kommer detta att innebära stora påfrestningar på regionalpolitiken.

Bensinskatter betalas i högre grad av glesbygdsbor

Effekter av skatter på drivmedel analyseras uppdelad på olika kommuner. Vi tar i denna studie hänsyn till att fordonsbeståndet varierar mellan olika kommuner. Bensin- och dieselskattens regionala fördelning beräknas för landets samtliga kommuner. Det finns stora regionala skillnader mellan typiska glesbygdskommuner och stadskommuner, en skillnad som kan uppgå till flera tusen kronor per person. Medan man i genomsnitt betalade 5–6 000 kronor per person i (bensin- och diesel-) skatt per invånare i glesbygden, var motsvarande tal för t.ex. storstäder cirka 3–4 000.

² En elskatt på 5 öre kostar på kort sikt industrin ungefär 2,5 miljarder kronor, varav 1 miljard belastar massa- och pappersindustrin. Denna beräkning presenteras i kapitel 3.

De skatteavdrag som kan göras för arbetsresor uppvisade inte så stora regionala skillnader att de nämnvärt påverkade det slutliga utfallet.

Kolbindningens regionalekonomiska dimension

Det har i debatten om koldioxidskatten funnits tankar om att den nuvarande skatten skall kompletteras med ett bidrag antingen till de områden där skogarna uppvisar en nettotillväxt eller – mer naturligt – till de skogsägare som sköter sin skog så att det sker ett nettoupptag av koldioxid. Vi beräknar de regionala effekterna av en sådan tänkt skatteförändring. Inte oväntat finns här ett tydligt regionalt mönster eftersom skogarnas nettotillväxt (per kommun- och länsinvånare) skiljer sig betydligt mellan olika delar i landet. En kalkyl utgående enbart från de privata skogsägarna visar att ett bidrag för skogarnas nettoupptag skulle (med nuvarande tal för upptagen) kraftigt gynna skogsägarna i Jämtland och Kronobergs län. Om beräkningen gjordes i termer av invånare, gynnas glesbygden medan storstäderna missgynnas. Om man t.ex. införde en rätt för privata skogsägare att sälja sina skogars koldioxidupptag på en marknad med utsläppsrättigheter skulle detta leda till en inkomstöverföring till människor som i relativt stor omfattning bor i glesbygdsområden. I den meningen finns tydliga regionala effekter. En ökning av den nuvarande koldioxidskatten står i motsättning till målet om icke-ökande regionala skillnader, men ett alternativt system inkluderande även ersättningar till (ägaren av) kolsänkan i skogen ger en helt annorlunda regional profil.

Vi är idag långt ifrån de internationella överenskommelser som krävs för att man skall kunna handla med kolbindning på en rättighetsmarknad. Räkneexemplet ger dock en lite annorlunda bild av fördelningsfrågor och miljö än vad som normalt framkommer, åtminstone jämfört med de övriga empiriska studier som redovisas i denna bilaga.

Varg och björn – en pilotstudie av rovdjurspolitikens regionala dimension

En pilotundersökning som utförts under sommaren 2002 kring svenska folkets inställning till björn och varg förstärker intryck från tidigare studier; glesbygdsborna är beredda att betala mer för att minska rovdjursstammen än vad storstadsborna är beredda att betala för att öka stammen.

En övergripande slutsats: Konsekvensberäkna

Den analys som presenterats i denna bilaga visar hur man kan analysera konsekvenserna av miljöpolitik, särskilt när det gäller hur intäkter och kostnader fördelas över hushållen. En övergripande slutsats som kan dras är att det är väsentligt att varje miljöpolitisk åtgärd konsekvensberäknas. Knappa resurser innebär att val måste göras och det finns ett stort värde i att belysa hur hushåll, företag och andra påverkas av olika åtgärder, inte minst förändringar av miljöpolitiken. Ett minimikrav på varje mer omfattande miljöpolitiskt förslag är därför att det konsekvensberäknas och belyses, t.ex. på de sätt som redovisas i denna bilaga. Det finns flera fördelar med detta, t.ex. att man med större sannolikhet väljer samhällsekonomiskt lönsamma åtgärder. Vidare finns det en fördel i att göra konsekvenser av vägvalen mer transparenta, därför att man därigenom befrämjar och befruktar den allmänna debatten kring miljöpolitikens inriktning.

1 Inledning

“The primary fact of economics is the production of wealth. The division of the product among those who create it is secondary in logical order, and in a sense, in importance. Yet the most important subject of thought connected with economy is distribution.” (J.B. Clark (1894), *Palgrave Dictionary of Economics*).

Sverige bedriver, internationellt sett, en ambitiös miljöpolitik och går t.ex. längre än vad som föreskrivs i internationella överenskommelser på miljöområdet. Nyligen har det nationella utsläppsmålet för koldioxidutsläpp skärpts. Istället för att öka med 4 procent i förhållande till 1990, enligt den ursprungliga överenskommelse som gjordes mellan EU-länderna, skall de svenska utsläppen minska med 4 procent fram till 2010 (egentligen under perioden 2008–2012). Regeringens 15 miljömål, som fastställdes 1999, innehåller andra exempel på hur miljöpolitiken tillmätts ökad betydelse på senare år. Det övergripande målet är att ”till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta”.

Miljöförbättringar gagnar också samhället på flera sätt. Åtskilliga miljöproblem är t.ex. direkt kopplade till vår hälsa. Det gäller inte minst de olika samband mellan luftföroreningar och ett antal ohälsoproblem som dokumenterats sedan länge. Att minska miljöbelastningen kan ge direkta samhällsekonomiska vinster i termer av minskade sjukdagar och en lägre belastning på vården³. I mer allmänna termer bidrar ekosystemet med ”tjänster” som på olika

³Antalet förlorade ”hälsoår” (”potential years of healthy lives lost”) till följd av miljöproblem är, i OECD-länder, 5 procent av totalen i höginkomstländerna, 15 procent i medelinkomstländer och 22 procent i låginkomstländer. Se OECD (2001, sid 19) ”Sustainable Development: Critical Issues”, OECD, Paris. Enligt Naturvårdsverket beror en mindre del av lungcancerfallen i svenska tätorter på luftföroreningar (10–100 fall per år). Folkhälsoinstitutet har också pekat på kopplingen mellan astmabesvär och luftföroreningar, även om orsakerna till de senaste 20 årens ”astmaepidemi” inte är fullständigt kartlagda.

sätt bidrar till vårt välbefinnande. Skogen är ett exempel. Den ger inte bara viktiga ekonomiska värden, utan är en källa till rekreation, förhindrar erosion och fungerar också som en genbank.

Att bevara ett skogsområde, minska utsläppen eller på något annat sätt värna miljön innebär såväl samhällsekonomiska kostnader som intäkter. Den miljöekonomiska litteraturen har i allt väsentligt fokuserat frågor kring hur miljömål skall kunna nås till lägsta samhällsekonomiska kostnad, dvs. effektivitetsfrågor. Dessa är centrala i nationalekonomiskt tänkande i allmänhet, och miljöekonomin i synnerhet. Alltsedan Prof. Erik Dahmén argumenterat för att "sätta pris på miljön" i sin bok från 1968, har ekonomer i Dahmén's fotspår ägnat stor uppmärksamhet åt ekonomiska styrmedel, med huvudargumentet att sådana styrmedel ger kostnadseffektiva lösningar. En ineffektiv politik, såväl på miljöns område som på andra samhällsområden, innebär en extrakostnad som någon i slutändan skall betala. Det är därför naturligt att miljöekonomer i första hand satt sökarljuset på hur man utformar en effektiv miljöpolitik.⁴

Icke desto mindre räcker en förströdd blick på dagsaktuella miljöfrågor för att se att fördelningsfrågor inte är ointressanta för möjligheterna att bedriva en effektiv miljöpolitik. Vem som vinner och förlorar på en aldrig så effektiv åtgärd har inte sällan betydelse för att åtgärden får allmän acceptans och kan genomföras.⁵ Förmodligen bottnar svårigheterna att få igenom ett effektivt klimatavtal mellan de utvecklade länderna i oenigheter kring hur kostnaderna skall fördelas.⁶

Det är dock inledningsvis viktigt att komma ihåg att miljöpolitiken skall ha fördelningseffekter. Det grundläggande

⁴ Exempelvis är regleringen av blyutsläppen i USA inte kostnadseffektiv. Marginalkostnaden för att minska blyutsläpp varierar mellan 13 USD och 56 000 USD per ton i USA, enligt Hahn et al. (2002, sid. 45). KLIMP, ett program för att minska klimatpåverkande gaser i Sverige, är ett annat exempel på en policy som inte är kostnadseffektiv, därför att marginalkostnaderna inte utjämnas mellan källorna.

⁵ Skatteväxlingskommittén anförde i SOU 1997:11 (sid 19): "Kommittén anser att fördelningseffekterna av en skatteväxling noga måste vägas in i hur besluten på detta område utformas. Effekten av en skatteväxling får inte bli att hushåll med små ekonomiska marginaler får sämre välfärd. Inte heller får växlingen leda till att de regionala skillnaderna ökar."

⁶ Jämför Hourcades (2001, sid 1) diskussion av svårigheterna med att få igenom Kyotoprotokollet "[the] delay in 'finishing the Kyoto business' reveals additional fundamental difficulties stemming from the fact that the cap and trade approach was too often interpreted as an 'open sesame' solution. This would be the case if the world was an homogenous 'tabula rasa' as in the simple models for the first year economic students. But it is increasingly obvious that the real world is full of complexities in the form of sectoral heterogeneities and country specificities."

syftet är att ställa om konsumtions- och produktionsmönstren i en för samhället gynnsammare riktning, och det ligger därmed i sakens natur att det kommer att finnas såväl vinnare som förlorare. Devisen att "ingenting är gratis" gäller även på miljöpolitikens område och möjligheterna att hitta "win-win" lösningar saknar starkt stöd i både ekonomisk teori och empiri.⁷ Studier av miljöpolitikens fördelningseffekter kan dock förbättra möjligheterna att hitta lösningar som satisfierar miljö- och fördelningspolitiska mål.

En av miljöpolitikens mest intressanta utmaningar är att miljövinster ofta delas av många, medan kostnader för miljöförbättringar koncentreras till ett fåtal. Bevarandekonflikter kring gammal skog, vildlax och varg är exempel på detta fenomen. Att rädda den vitryggiga hackspetten innebär, exempelvis, att man avstår ifrån avverkning i ett mindre skogsområde, som har ett högt marknadsvärde. "Vinnare" är de många svenskar som finner ett värde i att hackspetten bevaras, "förlorare" är ett fåtal skogsägare som inte får avverka. Att minska de utsläpp som påverkar klimatet är en prioriterad del av svensk miljöpolitik, där vi noterat att Sverige gått längre än vad som stipuleras inom ramen för internationella klimatförhandlingar. I detta fall kommer vinsterna alla tillgodo, oavsett i vilket land man bor, medan kostnaderna bärs av det svenska folkhushållet.⁸ Dessa kostnader fördelas dock över inkomstgrupper, regioner och hushållstyper inom landet. En barnfamilj i Västerbottens inland har inte samma konsumtionsmönster som en ensamstående i Stockholms innerstad, vilket gör att effekterna av höjda priser på bensin, villaolja eller andra fossila bränslen också blir annorlunda. Insikter kring sådana fördelningseffekter ger möjligheter till att utforma lösningar, t.ex. hur skattintäkter skall återföras till ekonomin, som underlättar möjligheterna att genomföra en samhällsekonomiskt lönsam miljöpolitik.

Det mest iögonfallande exemplet på hur intäkter och kostnader kan fördelas är lokalisering av särskilt känsliga aktiviteter. Avfallsanläggningar, värmeverk och vissa typer av industriella anlägg-

⁷ En av vinsterna med att "gå före" i miljöpolitiken skulle kunna vara utveckling av ny teknik, som kan exporteras till länder som "kommer senare". En översikt av litteraturen kring detta ges i skatteväxlingsutredningen SOU 1997:11. En detaljerad genomgång ges av Per Marklund i delbetänkandet SOU 1996:117.

⁸ Om "ingenting görs" kan det i och för sig bli behagligare temperaturer i Nordeuropa, medan vissa områden i Afrika blir obeboeliga. Miljöproblemet är dock kopplat till koncentrationen av växthusgaser i atmosfären och denna koncentration är oberoende av utsläppskällans lokalisering.

ningar, kan ge upphov till lokala störningar; kostnaderna i termer av miljöstörningar får i huvudsak bäras av dem som bor i närheten av anläggningen. Problemen kring sådana lokaliseringar har gett upphov till såväl en ganska omfattande litteratur och en mängd kärnfulla engelska förkortningar, som LULU (Locally Undesirable Land Uses), NIMBY ("Not-in-my-backyard"), PIBBY ("put it in black's backyards") samt BANANA ("build absolutely nothing anywhere near anybody").⁹ Rovdjurspolitiken kan ge NIMBY-liknande problem, där värdet av att skydda björn och varg måste vägas mot de kostnader detta kan innebära för glesbygdsbefolkningen (se vidare appendix).

Frågor kring miljö och fördelning är också intressanta i ett vidare svenskt perspektiv. Här ligger t.ex. den offentliga sektorns finansiering. Enligt planerna skall 30 miljarder "skatteväxlas" under en 10-års period (räknat från år 2000), när miljörelaterade skatter/avgifter höjs och andra skatter sänks. Sådana förändringar ger komplexa fördelningseffekter, beroende på vilka skatter som höjs och sänks och hur ekonomin anpassar sig. I takt med att skattebaserna blir allt rörligare och miljömålen skärps talar också mycket för att miljöresurser kan komma att bli en alltmer flitigt anlita skattebas.

Den naturliga fokuseringen på effektivitetsfrågor i miljöpolitiken har inneburit att fördelning och miljö är ett understuderat område. Vi vet, kort sagt, inte särskilt mycket om hur miljöpolitikens frukter fördelas. Huvudsyftet med denna bilaga är därför att bidra med ett antal färska studier kring fördelningseffekter av den svenska miljöpolitiken. Ett underordnat syfte är att diskutera fördelningsfrågor kopplade till miljöpolitiken på ett mer allmänt plan, dels som en introduktion till de empiriska studierna, men också som ett sätt att kortfattat sammanfatta erfarenheter från andra håll. Bilagan kompletterar i någon mån Långtidsutredningen 1992 (SOU 1992:19), bilaga 6 ("En effektiv miljöpolitik"), där författarna föreslog ett ökat inslag av ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Arbetet med att i högre grad använda miljöavgifter och andra ekonomiska styrmedel inleddes i början av 1990-talet och kom att bli ett viktigt inslag i årtiondets svenska miljöpolitik. I så måtto överensstämde utvecklingen med bilagans förslag. Det ligger dock i sakens natur att vi i denna bilaga inte kan ge samma

⁹ För en översikt av litteraturen kring dessa frågor, se Been (1993). Se vidare avsnittet "fördelning av miljö kvalitet" i kapitel 2.

typ av konkreta policyrekommendationer. Vad som är ”En Rättvis Miljöpolitik” har inget objektiva svar, åtminstone inget svar som gör ekonomernas svar mer intressanta än någon annans. Frågan saknar egentlig mening om man har utgångspunkten att man alltid kompenserar eventuella förlorare med hjälp av traditionella fördelningspolitiska medel (t.ex. transfereringar). Att beskriva miljöpolitikens fördelningseffekter och i någon utsträckning några bakomliggande mekanismer kan dock vara av intresse för den framtida utformningen av miljöpolitiken. Som vi skall se pågår det också en metodutveckling inom nationalekonomin, inom t.ex. makroteorin och välfärdsekonomin, där just fördelningsfrågor lyfts fram. Frågor kring fördelning ligger således på forskningsfronten inom andra områden och kommer förmodligen att ges större uppmärksamhet inom miljöekonomin i framtiden än vad fallet är idag.

1.1 Bilagans upplägg

Bilagan är upplagd på följande sätt. Det följande kapitlet diskuterar några grundläggande frågor kring fördelning och miljö. Kapitel 3 ger en översikt av några stråk i litteraturen kring fördelning och miljö. Kapitel 4 innehåller detaljerad analys av klimatpolitikens fördelningseffekter på hushållsnivå för svensk del. Med hjälp av en ekonometrisk modell uppskattas t.ex. hur hushåll i olika inkomstklasser och regioner påverkas av en höjd koldioxidskatt. Kapitel 5 fokuserar effekter av klimat- och energipolitik på företag, främst i ett regionalt perspektiv. Det kompletterar också kapitel 4 med en detaljerad analys av bensin- och dieselskatter på hushållsnivå. I ett appendix breddas vår analys till att inkludera även naturresurser. Här presenteras en pilotundersökning kring varg och björn, som belyser de regionala spänningarna i denna fråga.

2 Grundläggande frågor

2.1 Inledning

Vi inleder med en kort bakgrundsteckning till problemställningen och fortsätter med en kort tillbakablick på miljöpolitikens utveckling i Sverige under de senaste 100 åren. Återblicken visar hur såväl miljöproblemen som miljöpolitikens förutsättningar förändrats. Avsnitt 2.3 behandlar två grundläggande konceptuella frågeställningar. Vi börjar med att diskutera den centrala frågan: *vad skall fördelas?* Flera alternativ är tänkbara, förmögenhet, inkomst, livsinkomst, miljö kvalitet eller ”välfärd” brukar nämnas. Dessa mått beskriver fördelningseffekter av miljöpolitik på olika sätt, och kan ge olika slutsatser. Den andra konceptuella frågan gäller en fundamental tanke i ekonomisk teori, nämligen att effektivitet och fördelning kan separeras. Om så vore fallet kan ekonomer ägna sig åt effektivitetsfrågor, t.ex. att utforma kostnadseffektiva styrmedel i miljöpolitiken, och lämna fördelningsfrågorna. Att ”göra kakan så stor som möjligt” blir ekonomens uppgift, medan frågan hur kakan bör delas upp lämnas till det politiska systemet. Vi diskuterar argument för och emot denna föreställning, och drar slutsatsen att fördelnings- och effektivitetsfrågor bör studeras gemensamt, där så är möjligt.¹⁰

2.2 Bakgrund

Ett instrument som gör att ett mål nås till lägsta möjliga kostnad är kostnadseffektivt och innebär annorlunda uttryckt att inga resurser binds ”i onödan” till att uppnå målet. Om ett givet mål kan nås till en lägre kostnad blir det resurser ”över” som kan användas till andra ändamål. En politik som inte är kostnadseffektiv sågs därför i

¹⁰ För en mer detaljerad analys av de konceptuella frågorna hänvisas till bilaga 8, Långtidsutredningen 2003.

vissa politiska läger tidigt som ”en stöld från de fattiga”, och den devisen innehåller fortfarande ett korn av sanning. Ekonomer har länge hävdat att ekonomiska styrmedel, i form av miljöavgifter, utsläppsrättighetsmarknader och andra s.k. incitamentsbaserade styrmedel, ger kostnadseffektiva lösningar.¹¹ Även litteraturen kring hushållningen med naturresurser har en viss tonvikt på effektivitetsfrågor. Exempelvis har man ägnat stor uppmärksamhet åt för- och nackdelar med att använda överlåtbara fiskekvoter för att på ett kostnadseffektivt sätt nå ett hållbart fiskeuttag. En annan fråga som på senare tid rönt visst intresse gäller möjligheterna att använda skog som ett kostnadseffektivt instrument i klimatpolitiken. Att plantera skog och använda skogen för att binda kol (s.k. sänkor) kan vara ett relativt billigt alternativ.

På det hela taget har fördelningsfrågor levt en relativt sett undanskymd tillvaro, åtminstone bland miljöekonomer, dock i mindre utsträckning i offentliga utredningar kring svensk miljöpolitik.¹² Området är, kanske något förvånande, relativt outforskat.¹³ Men det finns nu ett växande intresse, inte bara inom miljöekonomin. Fördelningsfrågor har på senare tid fått ett uppsving i makroekonomisk teori, efter att ha levt en relativt sömnig tillvaro på 1970–80 talen. Ett antal färskas empiriska studier visar att inkomstfördelningen kan ha betydelse för ekonomisk tillväxt. Det ger en intressant koppling mellan inkomstfördelning, inkomst och miljö kvalitet. Eftersom det finns ett (komplicerat) samband mellan miljö kvalitet och ekonomisk tillväxt, är detta förhållande värt att uppmärksamma (se Faktaruta 2.1). Vidare är konsumtionsmönstren i allmänhet inte oberoende av hur inkomsterna fördelas i samhället.¹⁴ Man kan också peka på en intressant metodutveckling när det gäller utvärderingen av offentliga program, där man tagit fram metoder för att på ett bättre sätt förstå hur kostnader och intäkter fördelas. Med andra ord, om man kan belysa hur olika grupper påverkas av någon politik-

¹¹ På senare tid har ”grön” skatteväxling dominerat diskussionen, som kommit att handla om värdet av att höja miljöskatter och sänka ”störande” skatter. Se Brännlund & Kriström (1998) för en närmare diskussion av ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken.

¹² I internationell litteratur kan man finna ett liknande förhållande: Heyes & Dijkstra “The political constraints that are the focus of political economy are likely to be as real as the economic, contractual and information constraints of welfare and the ‘new’ welfare economics. They point to a need for increased emphasis on the distributional rather than utilitarian impacts of policy.” (2000, sid 170).

¹³ Om man låter fördelningsfrågor och miljö inkludera diskussionerna kring begreppet ”hållbar utveckling” ser bilden annorlunda ut. Här finns en ymnig litteratur som sammanfattas i bilaga 7 till Långtidsutredningen 1999/2000 (SOU 2000:7).

¹⁴ Se faktaruta 5.

förändring, finns det knappast någon nackdel att göra detta.¹⁵ Tidigare har genomsnittet varit av störst intresse; ett program som i genomsnitt ger vinst betraktades som lönsamt, vem som vann eller förlorade gavs mindre uppmärksamhet.¹⁶

Sammanfattningsvis förändras synen på fördelningsfrågor på vissa håll inom ekonomskräet, där man även kan spåra ett gryende intresse bland miljöekonomerna. En förklaring till detta kan vara att miljöpolitikens förutsättningar och möjligheter har förändrats över tiden. Måhända är en annan anledning att effektivitets- och fördelningsfrågor inte kan separeras enligt den s.k. ”ny-nya välfärdsekonomin” (New-new welfare economics)¹⁷. Vi skall se på dessa förklaringar i tur och ordning och börjar med en kort tillbakablick.

Faktaruta 2.1 Fördelningsfrågor, tillväxt och miljö

En av de ”hetare” forskningsfrågorna i studier kring den ekonomiska tillväxtens drivkrafter gäller tillväxt och inkomstfördelning. Även om de empiriska resultaten pekar åt olika håll, tycks ett lands tillväxtmöjligheter inte vara oberoende av hur inkomsterna är fördelade. Den traditionella neoklassiska tillväxtmodellen betonar realkapitalets betydelse för långsiktig tillväxt (Solow (1956)). På senare år har man uppmärksammat humankapitalets betydelse (Lucas (1988)). En individ kan investera i utbildning och på sätt öka sitt humankapital. Enligt den nyare tillväxtteorin behöver tillväxten inte avklinga på lång sikt; även om kapitalets marginalproduktivitet faller motverkas detta av kontinuerliga investeringar i humankapital.

Gemensamt för många teoretiska studier kring ekonomisk tillväxt är att man utgår från en (representativ) individ. Dessa modeller kan inte sprida något ljus över frågan om inkomstfördelningen *per se* har någon betydelse i sammanhanget. Om man inför fler individer i modellen, och antar att de kan investera i humankapital, kan tillväxten påverkas av inkomstfördelningen om det t.ex. finns kapitalmarknadsimperfectioner. Sådana imperfectioner innebär att man inte kan låna ”fullt ut”, på sina framtida inkomster. Därmed kan tillväxten, såväl på lång och kort sikt, komma att bero på den initiala

¹⁵ Se t.ex. Heckman, Smith & Clements (1997).

¹⁶ “Yet modern welfare economics emphasizes the importance of accounting for the impact of public policy on distributions of outcomes” Carneiro, Hansen & Heckman (2002, sid 1).

¹⁷ Den insikten har i och för sig länge funnits vad beträffar s.k. kollektiv varor, se kommande avsnitt.

forts. faktaruta 2.1**Fördelningsfrågor, tillväxt och miljö**

inkomstfördelningen. Enligt vissa modeller kan en jämnare inkomstfördelning i "utgångsläget" ge högre inkomst på lång sikt. Nära kopplat till detta resultat är studier kring inkomstfördelning, demokrati och tillväxt, se t.ex. Persson & Tabellini (1994). Perotti (1996) sammanfattar flera av dessa studier, som ger visst stöd för hypotesen att en jämnare inkomstfördelning kan påverka tillväxten positivt på längre sikt. Någon konsensus kring detta tycks inte finnas. Intresset för att studera inkomstfördelningens betydelse för tillväxten har dock återvänt, efter att ha levt en tynande tillvaro under 1970- och 1980-talet.

Den grundläggande idén kan beskrivas på följande sätt. Antag att det finns 3 (grupper av) individer med inkomst 1,2 och 9 i land A. Utan omfördelning av inkomst, blir konsumtionen 1,2 respektive 9. Pondera nu en omfördelningsmekanism sådan att varje individ får konsumera genomsnittet 4 enheter. En folkomröstning kommer att ge en majoritet för en sådan omfördelning, därför att två av tre individer inledningsvis har lägre inkomst än genomsnittet. Om denna omfördelning sker med hjälp av skattesystemet ger skatterna effektivitetsförluster, som i sin tur påverkar tillväxtpotentialerna. Jämför land A med ett hypotetiskt land B som har lika stor total inkomst, men varje individ har en inkomst på 4. I land B är fördelningen exakt jämn, och inga skatter behöver införas för att jämna ut den. Detta är i allt väsentligt den mekanism som gör att inkomstfördelningen kan ha en koppling till ekonomisk tillväxt.

Om det finns ett samband mellan inkomstfördelning-tillväxt och tillväxtmiljö, finns det sålunda ett indirekt samband mellan inkomstfördelning och miljö kvalitet. Här finns i sin tur två spår att följa. Det första gäller hur och om inkomstfördelningen påverkar efterfrågemönstret, se Ravallion et al (1999). Det andra gäller det mer allmänna sambandet mellan inkomst och miljö, som kommit att kallas Kuznetskurvan, se Kriström (2000) och referenserna där till en växande litteratur. Eriksson & Persson (2002) har nyligen kopplat samman tillväxt-fördelningslitteraturen med resonemangen kring Kuznetskurvan och det politiska systemets struktur. De finner bland annat att i en högt utvecklad demokrati innebär en jämnare inkomstfördelning också en relativt sett bättre miljö.

2.3 En tillbakablick

Axel Danielsson beskrev 1890-talets svenska industristad på följande sätt:

”Kanalerna sprider åt alla håll en tjock och vidrig rök av alla industrins avskräden. Vattnet är svart och tränglänsande, men efter hand som fabriker börjar uttömma sitt slamvatten uppstår olikfärgade fläckar kring kloaktrummornas mynningar ... Här spyr fabriker av alla slag sin orenlighet, väverier, spinnerier, verkstäder, kritbruk, slakterier, oljeslagerier, tvättstugor och garverier.”¹⁸

Drygt 100 år senare är de problem som Danielsson beskriver i stort sett lösta; de stora uppstädningarnas tid är nu förbi och såväl miljöproblem som miljöpolitikens viktigaste frågor är av annorlunda karaktär. På det hela taget har den svenska miljöpolitiken varit framgångsrik sedan den tog fart på allvar i slutet av 1960-talet. Miljökvaliteten har förbättrats dramatiskt sedan Danielssons observationer gjordes, och detta utan alltför stora kostnader.¹⁹

Flera av de viktigaste problemen idag kan inte lösas av ett enskilt land, utan de måste lösas i samarbete med andra länder. Effekter av mänsklig påverkan på klimatet är ett exempel. Men även de problem som går att lösa inom ett enskilt land har en annan karaktär än tidigare. Vi har fått en utveckling från de punktutsläpp som Danielsson pekade på, till de som är förknippade med diffusa utsläpp och direkt kopplade till konsumtion.

Även när det gäller hushållningen med naturresurser har samhällsutvecklingen lett till stora förändringar av synen på brukandet. Linné antydde (i samband med sin Lapplandsresa) att skog som inte brukades var i stort sett värdelös:

”Stora skogarna av tall står öde och fåfäng, ty ingen behöver timret, faller omkull och ruttar bort. Quaeritur, om ej skulle meritera göra tjära och beck härav?”

Senare tiders naturfilosofer, som t.ex. David Henry Thoreau, menade tvärtom att varje samhälle skulle unna sig en skog där ”inte en kvist skulle brytas”, till nytta för undervisning och rekreation.

¹⁸ Hämtat ur Dahl, B (1995, sid 37–45)

¹⁹ Se t.ex. Långtidsutredningen 1992 (SOU 1992:19), bilaga 6 ”En Effektiv Miljöpolitik”.

Naturskyddets betydelse i Sverige manifesteras redan i nationalparkslagen från 1909, men motiven till naturskydd är annorlunda idag. Numera poängteras värdet av biologisk mångfald, att spara genetisk information och mer allmänt det ekologiska systemets betydelse för ekonomins utveckling.

I takt med att miljökvaliteten blivit bättre och välståndet ökat, har miljöpolitikens viktigaste utmaningar sålunda förskjutits. Nya miljöhot har upptäckts, andra har avväjts, samtidigt som välståndsökningen i Sverige möjliggjort prioriteringar till förmån för miljö kvalitet på ett helt annat sätt än tidigare. Men även om kostnaderna för miljöpolitiken är lättare att bära i ett rikt land som Sverige, fördelas kostnader och intäkter många gånger ojämnt över befolkningen. Vi kan idag belysa dessa fördelningseffekter på ett mer fullständigt sätt än tidigare, med hjälp av nyare mätmetoder och andra landvinningar inom nationalekonomin. I sin förlängning betyder detta att förutsättningar för att bedriva en effektiv miljöpolitik som samtidigt satisfierar fördelningspolitiska mål kan ges en stabilare empirisk grund.

Svavelregleringarnas moderna historia i Sverige

Svavelregleringarnas moderna historia i Sverige sammanfattar på ett intressant sätt hur olika hänsyn till inkomst, miljö kvalitet och regionala förhållanden vägts ihop. Tabell 2.1 visar att svavelregleringarna inledningsvis gällde storstäderna, varefter områden kommer till i söder och avslutningsvis i norr. Utvecklingen kan tolkas så att man vägt ihop olika hänsyn, i enlighet med de grundläggande principerna för hur koncessionsnämnderna tidigare fungerade. Enligt dessa principer skulle koncessionsnämnden väga ihop tekniska, ekonomiska och andra förutsättningar i varje enskilt fall. Vi har inte närmare undersökt orsaken till varför svavelregleringarna uppvisar det intressanta mönster som kan spåras i tabellen. Man kan helt enkelt konstatera att myndigheterna avstått från att införa en generell miniminivå för hela landet, och istället fasat in kraven.

Tabell 2.1 Svavelregleringarnas moderna historia 1969–1991 i Sverige

Årtal	Regleringens utformning
1969	Tung eldningsolja, max 2,5 % vikt.
1971	Tung eldningsolja, 1 % gällande vissa kommuner i Stockholm och Göteborg.
1972	Tillkommer vissa kommuner i södra Sverige.
1973	Delar av södra länen tillkommer.
1974	Delar av Älvsborgs län tillkommer (fullt ut 1976).
1976	Kommuner i mellansverige tillkommer (sydlänen).
1977	Regleringen ändras till svavelinnehåll i bränslen. 1 % eller 0,24 g S/MJ. 0,5 % för lätt olja. Delar av landet.
1979	Kommuner i mellansverige omfattas av 1 % gränsen.
1980	0,3 % för lättolja.
1982	Västernorrland omfattas .
1984	Hela Sverige omfattas av 1 % regeln.
1987	0,2 % för lätt eldningsolja.
1989	0,8 % för tunga oljor.
1991	Svavelskatten introduceras.

Källa: Naturvårdsverket.

2.4 Vad skall fördelas?

Vi har inte för avsikt att besvara den normativa frågeställningen hur det "bör vara", utan sprider istället ljus över den positiva frågeställningen "hur det är" (eller mer exakt "hur det kan bli") med hjälp av några empiriska exempel. Det reser dock frågan vad det egentligen är som bör fördelas, en fråga som är grundläggande i litteraturen kring fördelningsfrågor och viktig för våra empiriska studier. Rättvisefrågan har diskuterats i ekonomisk teori mycket länge och givit upphov till en omfattande litteratur, men vi avstår dock här från att ge oss in i de många filosofiskt intressanta frågor som finns kring det mångfacetterade begreppet rättvisa. Låt oss istället se på några frågor kring vad vi egentligen borde mäta.

En första praktisk fråga är vilka dimensioner som är intressanta att studera. Det amerikanska naturvårdsverket (EPA) föreslår att följande skall ingå i studier av fördelningseffekter²⁰:

- Hur företag och offentliga myndigheters intäkter och kostnader påverkas
- Hur olika regioner berörs
- Effekter på hela ekonomin (tillväxt, sysselsättning, konkurrenskraft)
- Befolkningen (inkomstgrupper, etniska grupper, kön, barn, vuxna)

De studier som presenteras i denna bilaga täcker flera av dessa dimensioner.²¹ Vi använder såväl en deskriptiv ansats, för att beskriva hur t.ex. energikostnaderna fördelas mellan olika företag i olika län, som en modellbaserad ansats, där vi beskriver hur förändrade skatter påverkar hushåll med olika inkomster, storlek och hemvist. I kapitel 4 försöker vi mäta hur olika hushålls välfärd/nytta förändras och relaterar detta mått till inkomst. Det är en av flera möjligheter, och vi skall i det följande se på några av dessa.

Fördelning av nytta

Det mest allmänna mått som går att använda är konsumentens "nytta" eller "välfärd", något som dock inte är direkt mätbart. Nytt/välfärd är ett subjektivt mått, som utgår från tanken att konsumenten kan rangordna olika tillstånd utifrån subjektivt upplevd nytta. Ett hypotetiskt exempel kan illustrera tankegången. Vi kan tänka oss att personerna A och B har samma inkomst. Person A är en flitig sportfiskare, medan person B skräms av blotta tanken på ett fiskafänge. En åtgärd som förbättrar sportfisket och för vilken kostnaderna bärs solidariskt, ger en nyttoökning för A,

²⁰ Se "Distributional Analyses: Economic Impact Analysis and Equity Assessments", exhibit 9-2, sid 145.

²¹ Ett exempel på varför barn/vuxna dimensionen är intressant är de fall där utsläpp påverkar inlärningsförmågan, vilket tycks vara fallet med blyutsläpp. Blyutsläppen från drivmedel i Sverige är ett av de bästa exemplen som finns på hur ekonomiska incitament kan vara kraftfulla instrument i miljöpolitiken. Prisdifferentieringen har lett till att blyad bensin försvunnit från marknaden.

medan nyttan för B minskar.²² För att utröna projektets fördelningseffekter i termer av välfärd behöver ”nyttan” på något sätt mätas. Ekonomer använder ”betalningsvilja” till detta ändamål, och vi använder och förklarar i detalj ett sådant mått i kapitel 4.

Fördelning av inkomst

Det finns en stor mängd studier kring inkomstfördelningen. Dels teoretiska studier där man utröner egenskaper hos olika index som sammanfattar en inkomstfördelning i en siffra, dels empiriska studier av fördelningen av inkomst som sådan. Man beskriver i det enklaste fallet medelinkomst och spridningen kring medelvärdet. Andra mått är baserade på olika percentiler av fördelningen. Av särskilt intresse är hur inkomstfördelningen påverkas av policyåtgärder. Man kan t.ex. studera hur arbetsinkomsterna förändras. En nedläggning av ett företag till följd av nya miljökrav kan, åtminstone på kort sikt, ge väsentliga inkomstförsämringar för vissa grupper. Det är också många gånger av intresse att veta hur kostnaden för åtgärden påverkar konsumenter i olika inkomstskikt. En åtgärd som kostar 100 kronor för alla inkomsttagare i Sverige är regressiv, därför att den relativt sett slår hårdare mot låginkomsttagare. En bedömning som ofta görs är att koldioxidbeskattningen är regressiv, vilket också är ett resultat av studien som presenteras i kapitel 4.

Även om inkomst i många fall är det mest relevanta måttet, kan man argumentera för att livsinkomst ibland är mer intressant. En person som har en extremt hög livsinkomst, kan ett givet år ha en förhållandevis låg inkomst (jämför Bill Gates som student och hans livsinkomst). Sålunda kan slutsatserna bli annorlunda, beroende på vilket mått man väljer. Poterba (1991) visar t.ex. att effekter av en bensinskatt blir mindre regressiv om man relaterar den till livsinkomst, snarare än till inkomsten ett givet år. Det finns flera andra exempel på att skatter tenderar att bli mindre regressiva om man använder livsinkomst som grundläggande mått.²³

²² Om inte kostnaderna är för höga. B kan också tänkas vara altruist, och bry sig om att A får det bättre.

²³ För en sammanfattning av litteraturen, se t.ex. Metcalf (1997). Chernick & Reschovsky (1997) använder ett mellanting mellan inkomst och livstidsinkomst och studerar skattebördor för bensin med ett 11-års perspektiv på inkomst (dvs. genomsnittlig inkomst över 11 år i olika deciler). De finner att skattebördan är något mindre regressiv jämfört om man använt årsinkomst.

Fördelning av miljö kvalitet²⁴

Ett ytterligare alternativ är att studera fördelningseffekter i termer av miljö kvalitet. Effekterna av en global temperaturhöjning skiljer sig dramatiskt över jordklotet. Vissa ställen kan bli obeboeliga, medan andra får ett för människan behagligare klimat. I USA finns en rörelse kring miljö och rättvisa ("environmental justice"), där man bland annat intresserar sig för hur miljö kvaliteten fördelas över olika etniska grupper. Rörelsen har rötterna i ett uppmärksammat fall från början av 1980-talet, när lokalisering av en soptipp i ett område mötte starka protester.²⁵ "Miljö rättvisa" är föremål för en s.k. Presidential Executive Order²⁶ där det fastslås att

"... no person or group of people should shoulder a disproportionate share of the negative environmental impacts resulting from the execution of this country's domestic and foreign policy programs."²⁷

Debatten i USA kring "miljö rättvisa" är en spegelbild av en tidigare debatt kring vinsterna av lokalisering av bibliotek, etc. Debatten fokuserade då rättviseaspekter i samband med lokalisering av verksamheter med positiva, snarare än negativa, externaliteter.

Litteraturen kring samband mellan miljö risker och fattig/minoritetssområden förklarar dock sällan de underliggande mekanismerna. För ett försök att göra detta, se Helfand & Peyton (1999). Problemen kring lokalisering och fördelning av miljö kvalitet bör även diskuteras med hänsyn till de olika vinster som närboende kan göra, se t.ex. Hite (2000). Allmänt sett måste man

²⁴ Det finns en också en rätt omfattande diskussion kring begreppet "rättvist miljö utrymme", som vi dock inte behandlar här. Enligt European Environment Agency's definition av begreppet är det rättvisa miljö utrymmet: "The maximum amounts of natural resources that we can use sustainably and without violating global equity.", se <http://reports.eea.eu.int/92-9167-078-2/en/page003.html>.

²⁵ För en diskussion av denna händelse och en sammanställning av studier kring fördelning och miljö i ett humanrättsligt perspektiv, se Johnstone (1994).

²⁶ Executive Order 12898, "Federal Actions To Address Environmental Justice in Minority Populations and Low-Income Populations" (11 Februari, 1994)

²⁷ Det fanns, främst i den tidigare delen av 1900-talet, en inriktning av geografien där man fokuserade på naturens fördelning av rikedomar, och dess betydelse för ekonomiskt välstånd. Temperaturens fördelning över jordklotet korrelerades med mått på ekonomisk framgång. En av ämnesrådets portalfigurer räknade ut att New Jersey, USA, var den optimala platsen för ekonomisk aktivitet ur detta perspektiv. Hans arbetsplats var för övrigt Princeton universitet, som ligger just i New Jersey. Se Landes (1998). Heal & Kriström (2002b) diskuterar kopplingar mellan klimat och välstånd i en uppsats kring klimatpolitik och osäkerhet.

väga in frågan ”vem kom först?”, och ta hänsyn till dynamiken på bostadsmarknaden.

Faktaruta 2.2 Kopplingen hälsa, miljö och fördelning

Det finns ett stort antal studier kring kopplingen mellan hälsa och inkomstfördelning. En hypotes är att individer med högre inkomst har bättre hälsa, en annan att hälsan även beror på individens relativa inkomst. Flera studier pekar på ett samband mellan mortalitet och inkomstfördelning, sådant att ju mindre jämnt fördelade inkomsterna är, desto högre är mortaliteten. Lynch et al (1998) hävdar t.ex. att hälsokostnader av en ojämn inkomstfördelning är stora. Fiscella & Franks (1997) driver tesen att det istället är andelen fattiga som är av betydelse, snarare än inkomstfördelningen. För en kritik och en sammanfattning av dessa studier, se Gravelle (1998). Egolf et al (1992) studerar Roseto, Pennsylvania, USA och drar slutsatsen att sociala förhållanden (”solidaritet”) är av stor betydelse för hälsotalen.

Fördelning av tillgångar

En något mer abstrakt tanke är att man istället bör fokusera fördelningen av tillgångar, där man låter begreppet ”tillgång” vara mycket vidsträckt. Det inkluderar inte bara kapitaltillgångar, utan även äganderätter och tillit, för att nämna några. Tankegången har sina rötter i utvecklingar av kapitalteorin.²⁸ Fördelningen av sådana tillgångar är, enligt Världsbanken, viktiga, därför att de bestämmer förutsättningar för utvecklingen av effektiva institutioner. Man kan tänka sig ett land där tilliten är låg (kanske på grund av hög korruption), och tillgångarna, inklusive t.ex. äganderätter, är koncentrerade till ett fåtal. Förutsättningarna för att man i ett sådant land skall genomföra en miljöpolitik som förbättrar miljön för alla invånare är små.²⁹

En slutsats man kan dra av dessa resonemang är således att det finns olika sätt att beskriva fördelningseffekter, där måtten inte nödvändigtvis ger samma bild. Vi använder några av dessa mått i våra empiriska studier, och avstår från andra. En heltäckande bild av miljöpolitikens fördelningseffekter är inte möjlig att ge här. Som

²⁸ Se Dasgupta (1993), Dasgupta & Mäler (2000) och Heal & Kriström (2002a)

²⁹ Se t.ex. Deacon (1999).

redan nämnts avstår vi t.ex. från att diskutera intergenerationell fördelning, inte minst därför att frågan gavs grundlig belysning i Bilaga 7 till LU 1999/2000 (SOU 2000:7).

2.5 Fördelning och effektivitet

En populär föreställning bland ekonomer är att effektivitet och fördelning kan separeras. Man illustrerar tankegången med en kaka. Ju effektivare och mer produktiv ekonomi ("större kaka"), desto mer finns det att fördela. Hur man sedan delar upp kakan är ett separat, och i grunden, olösbart rättviseproblem. De flesta samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar, t.ex. de kalkyler som gjorts kring investeringar som Botniabanan eller Öresundsbron, använder samma grundläggande tanke. Investeringen är lönsam om intäkterna är större än kostnaderna. Vem som vinner eller förlorar är inte intressant; så länge kakan växer finns det mer att fördela. Detta synsätt innebär egentligen att en speciell viktning av vinnare och förlorare görs, nämligen att en krona som tillfaller person A är lika mycket en krona om den tas från person B, sett ur samhällets perspektiv. Om de rikaste personerna anser projektet vara värt 2 kronor och de fattigaste betraktar det som ekvivalent med en förlust på 1 krona, är projektets netto +1 kronor. Det spelar ingen roll om projektets nettovinster fördelas på omvänt sätt, så att de fattigaste vinner och de rikaste förlorar; det centrala är att kakan växer. Man kan motivera förfarandet med att inkomstfördelningen betraktas som optimal, så att samhällsnyttan ökar precis lika mycket, oavsett vem som får en krona. Man kan också hävda att även om inkomstfördelningen inte är optimal, finns det ingen större anledning att väga in detta i värderingar av enskilda projekt, som Botniabanan, höjda koldioxidskatter eller andra åtgärder. Inkomstfördelningen kan skötas med andra verktyg. En annan möjlighet är att tolka en positiv nettosumma som att "vinnarna" **kan** kompensera "förlorarna". I exemplet skulle "vinnarna" kunna ge "förlorarna" 1 krona och ingen grupp skulle få det sämre (en grupp får det bättre). Enligt de s.k. Kaldor-Hicks kriterierna räcker det i princip med att man **kan** kompensera förlorarna, om det sedan görs är en separat fråga.³⁰

³⁰ Det finns ett stort antal problem av teoretisk karaktär med Kaldor-Hicks kriteriet som vi dock inte kan gå in på här. Se t.ex. Johansson (1993) för en summering.

Gissningsvis skulle de flesta ekonomer fortfarande hävda att huvuduppgiften är att utreda effektivitetsfrågor, och att fördelningsfrågor kan lämnas till andra. Det finns dock ett antal teoretiska skäl som talar emot denna "separation".³¹ En av grundtankarna i den s.k. ny-nya välfärdsekonomin är att om man måste höja någon skatt för att kompensera förlorare i ett projekt, påverkar detta kakans storlek, därför att skatter i allmänhet är störande.³² Det finns också andra argument, väsentligen baserade på informationsbrister, till stöd för tanken att effektivitet och fördelning inte är separerbara, utan bör studeras tillsammans.³³

Sammanfattningsvis finns det åtskilligt som talar för att man inte kan separera effektivitet och fördelning. Det betyder helt enkelt att det finns ett värde i att studera effektivitet och fördelningsfrågor tillsammans. Den slutsatsen har direkt praktisk betydelse i samhällsekonomiska bedömningar vilka allt som oftast, direkt eller indirekt, motiverar ett projekts lönsamhet via Kaldor-Hicks kriteriet; om summa intäkter är större än summa kostnader är projektet lönsamt. Vårt resonemang innebär att sådana kalkyler bör kompletteras med hur projektet påverkar olika grupper, vilket i och för sig ofta görs. Till detta skall dock läggas en kalkyl där man redovisar hur olika viktningar av "vinnare" och "förlorare" påverkar nettoresultatet. Eftersom specialfallet att alla vikter är lika med ett sammanfaller med den traditionella kalkylen, förlorar man ingen information på detta sätt, utan breddar beslutsunderlaget.

³¹ McGuire & Aaron (1969) visade att produktion av en kollektiv vara (i offentlig regi) väsentligen är ett beslut som måste inkludera fördelningsaspekter.

³² Se t.ex. Dreze, & Stern (1987, sid 956–958).

³³ Se Stiglitz (1995).

3 En översikt av empiriska studier kring fördelning och miljö

3.1 Sammanfattning

Detta kapitel presenterar en översikt av ett antal empiriska studier kring miljöpolitikens fördelningseffekter. Det sammanfattar kortfattat också huvuddragen i våra empiriska studier, som beskrivs i detalj i kapitel 4, 5 och appendix.

Huvudresultaten i äldre litteratur (före 1985) kring fördelning och miljö är ungefär följande:

- Miljöskador är regressivt fördelade med avseende på inkomstgrupp. Hälsoeffekter och andra skador som kan relateras till miljökvalitet, bärs i högre grad av de som har lägre inkomst.
- Miljövinster är progressivt fördelade, särskilt vad beträffar rekreation, naturparker osv. Man brukar tolka detta som att höginkomsttagarna "tjänar mest" på miljökvalitetsförbättringar.
- De indirekta effekterna, t.ex. indirekta kostnadsökningar som uppkommer av att transporter fördyras, av miljöpolitik förstärker miljöpolitikens regressiva effekter.
- Nettokostnaden för miljöpolitik är regressiv.

Vår litteraturgenomgång utmanar inte dessa slutsatser på något avgörande sätt. I korthet ger litteraturgenomgången i stort sett samma slutsatser som man kunde dra från den äldre litteraturen:

- Miljöpolitikens kostnader fördelas oftare regressivt än progressivt.
- Miljöpolitikens intäkter, i termer av förbättrad miljö kvalitet, gynnar såväl hög- som låginkomsttagare. En tidigare populär uppfattning inte minst bland ekonomer att miljö kvalitetsförbättringar fördelas progressivt har inte starkt empiriskt stöd. Även i detta fall finns dock stora variationer; i vissa fall tycks miljöförbättringar främst gynna höginkomsttagare, i andra fall låginkomsttagare.

- Skatteväxling är i allmänhet regressiv, särskilt om miljöskatter växlas mot lägre arbetsgivaravgifter.
- Det finns möjligheter att utforma miljöpolitiken så att fördelningseffekterna mildras. Det innebär t.ex. att man delar ut utsläppsrätter gratis, eller, som är fallet i Sverige i dag, använder olika nedsättningsregler inom energibeskattningen.

Litteraturgenomgången baseras på en analys av en ekonomi i tre olika nivåer. Vi börjar med att se på fördelningseffekter utifrån det enskilda hushållet/företagets perspektiv, och diskuterar vilka effekter miljöpolitiken kan ha för dessa aktörer. Empiriska studier av miljöpolitikens intäkter och kostnader på hushållsnivå illustrerar resonemanget.

Vi flyttar sedan upp analysen ett steg, och betraktar de hushåll och företag som samspelar på en given marknad. Det ger en väsentlig insikt, nämligen att hushåll och företag oftast delar på miljöpolitikens kostnader, precis på samma sätt som i traditionell analys av skatters incidens. Vi visar också på vilket sätt olika miljöpolitiska instrument ger olika fördelningseffekter. En auktion av utsläppsrätter ger i princip exakt samma resultat som en miljöskatt; en reglering ger däremot inga skatteintäkter. Vi analyserar också effekterna av s.k. ”grandfathering”, vilket innebär att utsläppsrätter delas ut gratis till företagen (en princip som är populär i praktiken). Analysen på marknadsnivå illustreras med ett antal olika exempel, inte minst hur den svenska energipolitiken påverkar industrin. Vi finner t.ex. att en 5-öres höjning av elskatten innebär mycket varierande effekter, beroende på att industristrukturen är heterogen. Den stora ”förloraren” är massa & pappersindustrin. Med tanke på var energiintensiv industri är lokaliserad, ger denna analys insikter som kan vara värdefulla i regionalpolitiska diskussioner av energipolitikens effekter på svensk industri.

Vi flyttar sedan analysen till den tredje nivån, där ekonomins marknader tillåts samspela. I ett första avsnitt studeras hur marknader inom en avgränsad sektor samspelar. Ett exempel illustrerar tydligt hur en miljöpolitisk åtgärd skapar såväl ”vinnare” som ”förlorare”. Vi visar att en miljöpolitisk åtgärd som direkt drabbar massa & pappersindustrin innebär ökade vinster i sågverken. Anledning är att den minskade efterfrågan på massaved ökar utbudet av sågtimmer, och sågverken får därmed ett lägre pris på en viktig insatsvara.

I ett andra avsnitt tillåter vi alla ekonomins sektorer att samspela inom ramen för s.k. allmän jämviktsmodeller. Dessa är flitigt utnyttjade för att analysera miljöpolitik i ett helhetsperspektiv. Fördelen med ett sådant perspektiv är att man kan utröna miljöpolitikens indirekta kostnader och intäkter på ett mycket allmänt plan. En koldioxidskatt innebär i ett första steg att fossila bränslen blir dyrare, men i ett andra steg att vissa transporttjänster också stiger i pris. I sin tur har detta implikationer för t.ex. matpriserna och de indirekta kostnaderna för miljöpolitiken.

De illustrerande exempel, hämtade från arbeten i olika länder, visar att slutsatserna som erhöles i avsnittet kring det enskilda hushållet/företaget i stort sett håller även med ett "helhetsgrepp" på ekonomiska samband; miljöpolitiken är ofta regressiv.

Avslutningsvis analyserar vi en global ekonomi, där således även länders olika marknader är sammankopplade. En illustrativ beräkning visar förmögenhetseffekterna av olika fördelningar av utsläppsrättigheter, i en tänkt implementering av en rättighetsmarknad för koldioxid. Enligt våra beräkningar skulle Sverige vinna på (i jämförelse med EUs nuvarande s.k. bördefördelning) att fördelningen var baserad på BNP/capita eller folkmängd, därför att vi har relativt sett låga utsläpp per BNP och person. Detta räkneexempel illustrerar dock endast hur svårt det är att konstruera klimatavtal mellan länder. Det kokar, i korthet, ned till en fördelningsfråga som är svårlösbar.

I kapitlet ger vi flera exempel på att det går att konstruera lösningar som innebär att fördelningspolitiska och andra mål kan nås. Olika skattenedsättningsregler, särskilda skattelösningar och andra specialdestinerade åtgärder är exempel på detta. Man kan inte förvänta sig att ett miljöpolitiskt instrument som är effektivt, t.ex. en miljöskatt, samtidigt skall kunna satisfiera andra mål. Därför behövs kompletterande lösningar; antalet medel måste vara minst lika stort som antalet mål.

Kapitlet innehåller även ett antal faktarutor, där vi tar upp relaterade frågor och insikter från angränsande litteratur. Det gäller t.ex. empiriska studier kring inkomstfördelning och tillväxt, där vissa resultat tyder på att en jämnare inkomstfördelning ger en högre tillväxt (motsatta resultat finns också dokumenterade). Eftersom det finns en intressant koppling mellan ekonomisk tillväxt och miljö kvalitet, finns det anledning att beröra detta ämne här. Vidare kan nämnas studier kring inkomstfördelning och hälsa, och de som berör kopplingen hälsa och miljö. I korthet är

fördelning och miljö ett understuderat område i miljöekonomisk litteratur. Med stor sannolikhet kommer området att ges större uppmärksamhet i framtiden.

3.2 Äldre studier

Det finns en hel del empiriska studier kring ämnet fördelning och miljö som genomfördes på 1970- och början av 1980-talet. Innan vi går in på vår översikt, kan det vara av värde att summera några erfarenheter från äldre litteratur. I allt väsentligt härstammar den litteraturen från USA, även om det finns några europeiska exempel. Huvudresultaten från denna litteratur har sammanfattats på följande sätt, se Zimmerman (1986, sid 96):

- Miljöskador är regressivt fördelade med avseende på inkomstgrupp. Hälsoeffekter och andra skador som kan relateras till miljö kvalitet, bärs i högre grad av de som har lägre inkomst.
- Miljövinster är progressivt fördelade, särskilt vad beträffar rekreation, naturparker osv. Det brukar tolkas som att höginkomsttagarna tjänar mest på miljöförbättringar.
- De indirekta effekterna av miljöpolitik förstärker miljöpolitikens regressiva effekter.
- Nettokostnaden för miljöpolitik är regressiv.

Dessa slutsatser har till en del modifierats, som vi skall se i de följande avsnitten.

3.3 En trestegsanalys av fördelningseffekter

3.3.1 Hushållet

Det är lämpligt att nysta upp fördelningsfrågor och miljö genom att börja med de små enheterna i ekonomin, dvs. hushåll och företag. Vi börjar med att se på kostnadssidan och övergår sedan till en diskussion av hur hushållen värderar miljöförbättringar.

Allmänt sett kan miljöpolitiken påverka det enskilda hushållet på flera olika sätt.

- **Priset på en "direkt kopplad" vara stiger direkt.** Exempelvis påverkar en koldioxidskatt direkt kostnaden för fossila bränslen.

Transport och uppvärmning är exempel på varor som blir dyrare. Konsumtionen av transporttjänster och valet av uppvärmning varierar över landet. Kapitel 4 belyser detta i detalj.

- **Priset på andra varor förändras.** Hushållet påverkas även av att andra varor och tjänster blir relativt sett billigare eller dyrare, till följd av olika marknadsanpassningar. Avsnitt 3.4 redovisar olika studier kring detta fenomen.
- **Arbetsinkomster kan påverkas.** Om ökade miljökrav innebär företagsnedläggningar kan inkomstbortfallen, åtminstone på kort sikt, bli betydande. Kapitel 5 ger detaljer kring detta, se också följande avsnitt.
- **Andra inkomster kan också beröras.** Eftersom hushållen äger företagen, påverkar företagens vinster också hushållens inkomster. Vinsterna bestäms i sin tur av priser på det företagen säljer och kostnader för insatsvaror, räntor osv. Se kapitel 5 för detaljer kring detta.
- **Det finns olika möjligheter att kompensera hushållen för ökade kostnader, beroende på vilket styrmedel som används.** Hushållens nettoinkomster är en funktion av skattesystemets struktur. En kvantitativ reglering ger inga skatteintäkter, och ger därför ingen kompensationsmöjlighet. Sett över hela ekonomin minskar produktionen, vilket gör att den kaka som går att fördela blir mindre. Intäkterna från en miljöskatt, eller auktion av utsläppsätter, kan användas för att på olika sätt kompensera hushållen för ökade kostnader. Intäkterna kan fördelas tillbaka som en klumpsumma, inkomstskatten kan sänkas liksom momsens.³⁴ Det svenska skattesystemet medger en mängd tänkbara konstruktioner. Vi återkommer till detta i avsnitt 3.4.
- **Miljövinster.** Dessa värderas av olika hushåll på olika sätt, beroende på preferenser, inkomster, samt priser på olika varor och tjänster.

Tabell 3.1 nedan ger en kort översikt av ett antal studier kring fördelningseffekter av miljöpolitikens kostnader på hushållsnivå för ett antal länder.

³⁴ Huruvida man skall kompensera förlorarna är en separat fråga, se diskussionen i Baumol & Oates (1988).

Tabell 3.1 Studier över miljöskatters fördelningseffekter

<i>Land</i>	<i>Skatt</i>	<i>Fördelningseffekt</i>	<i>Kommentar</i>
Australien (Cornwell & Creedy (1997))	Koldioxidskatt	Regressiv	
Danmark (Klinge-Jacobsen et al (2001))	Energi	Regressiv	El och vatten
Danmark (Klinge-Jacobsen et al (2001))	Bensin	Progressiv	
England (Symons, Proops & Gay (1994))	Koldioxidskatt bränslen	Regressiv	Regressiviteten beror på hur skatteintäkter återförs
England (Smith (2000))	Drivmedel	Medelinkomsttagare drabbas hårdast	Regressiv för hushåll som äger bil
Italien (Tiezzi (2001))	Koldioxidskatt	Ej Regressiv	Påverkar de med högsta inkomsterna mest (i % av utgifter)
Sverige (se kapitel 4)	Koldioxidskatt	Regressiv	Kapitel 4 redovisar också fördelningseffekter över region och hushållstyp
USA (West & Williams (2002))	Bensinskatt	Regressiv	Beror på återföringsprincip, progressiv med klumpsummeåterföring
USA (Sipes & Mendelsohn (2001))	Bensinskatt	Regressiv	Priselasticitet = 0,4-0,7 inkomstelasticitet =0,1-0,2

Den allmänna uppfattningen är att miljöskatter tenderar att vara regressiva, en uppfattning som också får stöd av exemplen i tabell 3.1.³⁵ Den slutsatsen beror dock i någon mån på om man använder inkomst eller livsinkomst enligt den diskussion vi förde ovan. En övergripande slutsats man kan dra av den, trots allt, relativt sparsamma litteraturen på området är att utformningen av miljöskatter tillsammans med återföringssystemet avgör hur hårt låg- respektive höginkomsttagare drabbas. Det finns också en viss

³⁵ Se t.ex. översikterna i Klinge-Jacobsen et al (2001), Markandya (1998) och West & Williams (2002).

samstämmighet i litteraturen rörande återföring med hjälp av sänkta löneskatter, som tycks ge mer regressiva effekter jämfört med andra återföringsmekanismer, se vidare avsnitten nedan och kapitel 4. Enligt West & Williams (2002) kan effekten av en bensinskatt vara progressiv om man använder klumpsumme-transfereringar. Detaljerade studier från Danmark och Norge visar också hur en miljöskatt kan vara såväl progressiv som regressiv, väsentligen beroende på hur den utformas.

Faktaruta 3.1 Efterfrågemönster och inkomstfördelning

Ett allmänt resultat i den ekonomiska teorin är att den samlade efterfrågan på en vara, dvs. summan av alla hushålls efterfrågan, beror på hur inkomsterna är fördelade. Eftersom en väsentlig del av miljöproblemen relateras till våra konsumtionsmönster, är det av intresse att följa inkomstfördelningens utveckling. Ravallion, Heil & Javal (2000) har studerat sambandet mellan koldioxidutsläpp och funnit att en inkomstutjämning i världen leder till högre koldioxidutsläpp. När utvecklingsländerna blir rikare ökar deras koldioxidutsläpp snabbare än vad den observerade "inbromsning" som kan skönjas bland de rikaste länderna.

Betalningsvilja för miljö kvalitet

Miljöpolitik innebär inte bara kostnader, utan ger också intäkter av olika slag. Precis som alla andra varor värderas miljöförbättringar olika av olika människor. En slutsats man kan dra från den mycket omfattande litteraturen kring miljövärdering är att betalningsviljan är asymmetriskt fördelad.³⁶ Det betyder att de flesta har en relativt låg betalningsvilja, medan ett fåtal har hög betalningsvilja. Sålunda finner man ofta att medelvärdet av betalningsviljan är långt större än medianen. Litteraturen visar också att en högre inkomst innebär en högre betalningsvilja. Avståndet till miljöproblemets källa är en annan viktig bestämningsfaktor. Den studie som redovisas i appendix angående rovdjurspolitiken illustrerar ovan sagda väl.

³⁶ Söderkvist (1996) sammanfattar ett 60-tal svenska värderingsstudier. För europeisk del finns åtminstone 650 värderingsstudier. Carson et al (1994) bibliografi innehåller fler än 1 600 referenser.

En huvudfråga i diskussioner kring fördelning och miljö är hur sambandet mellan miljö kvalitet och inkomst ser ut. Vi skall därför diskutera den i mer detalj. Grovt sett finns det tre hypoteser:

- Miljö kvalitet är en "lyxvara", och miljöpolitiken gynnar i första hand de mer välbeställda³⁷
- Miljöpolitiken främjar livskvaliteten ganska jämnt över inkomstgrupper
- Miljöpolitiken tenderar att i första hand öka välfärden för människor i lägre inkomstskikt

Ett rimligt antagande, som också stämmer väl med empirisk kunskap, är som nämnts att betalningsviljan för miljö kvalitet växer med stigande inkomst. En kontroversiell fråga är hur detta samband ser ut i mer detalj. En "lyxvara" definieras ofta i läroböcker som en vara med inkomstelasticitet större än 1. Om inkomsten ökar med 1 procent, ökar efterfrågan med mer än 1 procent och omvänt om inkomsten minskar. Det innebär att budgetandelen växer med stigande inkomst. Många skulle förmodligen instämma i påståendet att miljö kvalitet är en "lyxvara", åtminstone anser Nobelpristagaren Daniel McFadden att:

"Environmental protection should be a "luxury" good that in poor families is displaced by basic needs for food and shelter, and in wealthy families more affordable".³⁸

En detaljerad amerikansk studie av Costa (1997) tyder på att rekreation är en "lyxvara" i ovanstående mening. Hon studerar hur budgetandelarna förändrats i USA sedan 1888, och visar att budgetandelen för rekreation ökar (detsamma gäller för hälso-utgifter och transporter).

Enligt Mitchell (1979) varierar inte stödet för större miljöprogram i USA särskilt mycket mellan inkomstgrupper. Det skulle kunna tyda på att budgetandelen är mer eller mindre konstant, dvs. en inkomstelasticitet lika med 1.

Andra studier tyder på att inkomstelasticiteten mycket väl kan vara mindre än 1, (och större än 0). Om så vore fallet, ökar betalningsviljan med stigande inkomst, men betalningsviljans andel

³⁷ Beckerman (1974, sid. 49) "...the heart of the matter is that the anti-growth movement and the excessive concern with the environment is basically middle class".

³⁸ McFadden & Leonard (1992, sid. 22).

av inkomsten faller; låginkomsttagaren är villig att lägga en större **andel** av sin inkomst på miljöförbättringar (men höginkomsttagaren är villig att betala en större summa).

Det finns sålunda argument för och emot påståendet att miljö kvalitet är en "lyxvara". Följande tabell sammanfattar några studier kring inkomstelasticiteten för miljövaror.

Tabell 3.2 Skattningar av inkomstelasticitet för efterfrågan på miljö kvalitet

	<i>Effekt</i>	<i>Studier</i>	<i>Kommentar</i>	<i>Inkomst-elasticitet</i>
*Allemansrätt skogsområde	(Betaltning/vilja/inkomst) stiger med inkomst	Bostedt (1995)	Betalningsviljestudie	>1
Bevarande av skogsområden	(Betaltning/vilja/inkomst) faller med inkomst	Kriström & Riera (1996)	Översikt europeiska betalningsviljestudier	<1
*Bevarande vitryggig hackspett	(Betaltning/vilja/inkomst) sjunker med inkomst	Li & Fredman (1994)	Betalningsviljestudie	<1
Hälsa	Budgetandel växer med inkomst	Costa (1997)	Utgiftsandelar	>1
Parkrekreation	(Betaltning/vilja/inkomst) stiger med inkomst	Boercherding & Deacon (1972)	Ekonometrisk modell, USA	>1
Rekreation	Budgetandel växer med inkomst	Costa (1997)	Utgiftsandelar	>1
Reducera eutrofiering i Laholmsbukten	(Betaltning/vilja/inkomst) sjunker med inkomst	Frykblom (1998)	Betalningsviljestudie	<1
Vattenkvalitet	(Betaltning/vilja/inkomst) sjunker med inkomst	Ready & Senkane (2002)	Betalningsviljestudie, Lettland	<1

Anm.: För studier markerade med * har inkomstelasticiteterna beräknats av Håkby & Söderqvist (2003).

Precis som för inkomstelasticiteten för privata varor uppstår här ett "aggregationsproblem", dvs. det har betydelse på vilken nivå

analysen görs. Ett robust empiriskt samband är exempelvis att budgetandelen för varugruppen mat faller med ökad inkomst. Det innebär att inkomstelasticiteten för mat är <1 . Inom varugruppen mat finner vi dock varor med skilda inkomstelasticiteter. När inkomsterna stiger använder vi mindre potatis och lägger i större utsträckning pengarna på andra livsmedel. Detta aggregationsproblem kan vara en av anledningarna till att det är svårt att dra någon allmän slutsats kring samband mellan värdet av förbättrad miljö och inkomst. Det finns exklusiva former av jakt och fiske, där en förbättring av möjligheterna för sådana rekreationsformer sannolikt värderas högst av människor med höga inkomster. Man kan vidare tänka sig att en förbättring av en lokal rekreationsplats värderas högst av låginkomsttagare, därför att höginkomsttagare inte efterfrågar den typen av rekreation (se Kriström & Riera (1996)). Dasgupta och Mäler (1994) pekar på att människor i fattiga länder utsätts för risker i miljön (t.ex. på arbetsplatsen), som vi i de rika länderna inte skulle acceptera. Det beror på att kostnaden för att undvika riskerna är för hög; valet står mellan att utsätta sig för riskerna och tjäna sitt uppehälle, eller att inte kunna försörja sig. Dasgupta och Mäler (1994) argumenterar med stöd av detta och andra exempel för att inkomstelasticiteten växer med inkomst; i utvecklingsländerna är miljö kvalitet många gånger en nödvändighetsvara, snarare än en lyxvara.³⁹ Man är beroende av naturresurser och naturmiljön för sin försörjning på ett helt annat sätt än vad fallet är i utvecklade länder.

Vilka slutsatser kan vi då dra av den empiriska litteraturen kring denna fråga? Tillfaller miljövinster i första hand de mer välbestämda? Trots den intuitivt tilltalande hypotesen att miljö kvalitet är en "lyxvara", måste slutsatsen bli att empiriska studier inte ger särskilt starkt stöd för denna hypotes. Kriström & Riera (1996) argumenterade emot denna "folklore" i sin översikt. Hökby & Söderqvists (2003) uppdaterade översikt ger i allt väsentligt samma resultat. Som vi redan noterat kan man inte bortse från aggregationsproblemet i denna fråga, och precis som för privata varor förefaller det rimligt att bedöma varje enskilt fall för sig; i vissa fall är miljö kvalitet en "lyxvara", i andra inte.

I ett vidare perspektiv har resultaten betydelse för samhälls-ekonomiska lönsamhetsbedömningar. Ett förslag som därför följer av resonemanget är att man i samhälls-ekonomiska lönsamhets-

³⁹ Ett passionerat försvar av den ståndpunkten ges i Martinez-Alier (2002).

bedömningar beskriver fördelningseffekter på ett tydligare sätt än vad som hittills varit fallet.⁴⁰ Ett förslag till hur detta kan göras presenteras i Kanninen & Kriström (1992). Det är en regel snarare än ett undantag att man i svenska kalkyler⁴¹ inte gör denna typ av viktning. En något mer kontroversiell slutsats har dragits av Chichilnisky & Heal (1994). De menar att låginkomstländer bör få "extra stora" tilldelningar av utsläppsrätter, inom ramen för internationella klimatavtal, om inkomstelasticiteten för miljö-kvalitetsförbättringar är mindre än 1. Argumentet bygger på ett antagande om att den marginella nyttan av inkomst skiljer sig åt mellan länder.⁴²

Rovdjurspolitiken

För att belysa resonemangen kring fördelningseffekter på hushållsnivå av miljöpolitik, sammanfattar vi kortfattat resultaten av den studie över regionala skillnader i synen på Sveriges rovdjurspolitik som presenteras i appendix till kapitel 5.⁴³ Undersökningen är visserligen av pilot-karaktär, men bekräftar den bild som många har av rovdjurspolitikens centrala spänningsfält, nämligen att vinnarna är förhållandevis många och återfinns till största delen i storstäderna, medan förlorarna är färre och bor i första hand i glesbygd. Syftet med undersökningen, där ett urval om 1 000 svenskar användes som bas för telefonintervjuer under sommaren 2002, har varit att undersöka skillnaderna i attityder mellan storstad och glesbygd där varg och/eller björn förekommer. Urvalet innehöll 650 hushåll i glesbygd och 350 i storstad, vilket således inte motsvarar ett representativt urval av befolkningen, men motiveras av studiens uttalade syfte. Svarsfrekvensen blev 46 procent i glesbygd och 41 procent i storstad.

⁴⁰ I litteraturen kring samhällsekonomiska lönsamhetsbedömningar har man länge diskuterat hur och om man skall väga in fördelningshänsyn direkt i kalkylen. Fankhauser et al (1997) ger en tillämpning på klimatpolitikens område.

⁴¹ Se t.ex. de kalkyler som är gjorda kring Botnia-banan.

⁴² För en kritik av detta tillvägagångssätt, se Rose et al (1998) som redovisar effekter av olika sätt att fördela utsläppsrätter inom ramen för ett internationellt avtal.

⁴³ Det finns flera liknande studier. Göran Ericsson, SLU, fann i en enkätstudie kring varg att 71 procent anser att antalet vargar bör öka. Människor boende i vargområden är mer tveksamma till fler vargar än i dag, ett resultat i linje med vår undersökning. Se Fakta Skog 2/2002 för en sammanfattning av studien.

Huvudfrågorna i undersökningen är:

- om beteende påverkas (t.ex. genom att inte plocka bär i vissa områden) av den ökande rovdjursstammen
- om man anser att stammen bör öka eller minska
- vad man är beredd att betala för att öka eller minska rovdjursstammen.

Resultaten visar att drygt 40 procent av de som bor i glesbygds-kommunerna anser sig påverkade av rovdjurens närhet. Motsvarande siffra i storstäderna ligger på några fåtal procent. Utanför storstadsområdena vill en klar majoritet minska, hellre än öka, rovdjursstammen. Förutom i rena glesbygdsområden vill en majoritet ha en oförändrad storlek på rovdjursstammen. De flesta glesbygdsborna vill dock minska stammen. De som vill behålla stammen oförändrad, eller öka den, anser sig inte påverkas direkt av djuren. Regressionsanalys visar att den viktigaste faktorn bakom människors inställning till rovdjursstammens storlek är respondenternas närhet till dessa djur: ju närmre man lever, desto mer påverkas man och desto mer negativ är man till dem. Dessa resultat är helt konsistenta med den allmänna uppfattningen om rovdjurspolitikens kärnproblem. De illustrerar också hur miljöpolitiken många gånger fördelar kostnader och intäkter över befolkningen; kostnaderna koncentreras till ett fåtal, medan intäkternas sprids över många hushåll.

För att belysa styrkan bakom attityderna ställdes också några enkla betalningsviljefrågor.

Tabell 3.3 Svarsfördelning för dem som ansåg att varg- och björnstammen borde öka. Svar på frågan: "Är du beredd att betala för denna ökning⁴⁴, t.ex. 100 (alt 200) kronor mer i skatt varje år?"

<i>Bud</i>	<i>Antal Ja-svar</i>	<i>Antal Nej-svar</i>
100 kronor /år	7	12
200 kronor/år	0	29

⁴⁴ Ökningen preciserades till "t.ex. en fördubbling".

Tabell 3.4 Svartsfördelning för dem som ansåg att varg- och björnstammen borde minska. Svar på frågan: "Är du beredd att betala för denna minskning, t.ex. 100 (alt. 200) kronor mer i skatt varje år?"

Bud	Antal Ja-svar	Antal Nej-svar
100 kronor /år	95	5
200 kronor/år	67	21

I appendix till kapitel 5 presenteras några illustrativa beräkningar med hjälp av dessa siffror. Resultaten antyder att glesbygdsborna förlorar mer per person än vad storstadsborna vinner, när det gäller ökning av rovdjursstammen. Hur dessa vinster och förluster skall viktas ihop är inte uppenbart, men den konventionella ekonomiska kalkylen (baserad på Kaldor-Hicks kriteriet) innebär att man helt enkelt summerar intäkter och kostnader. Vi har tidigare diskuterat olika motiv till ett sådant förfarande (att inkomstfördelningen är optimal, eller att kompensation bör ske på andra sätt). Alternativt kan man som Kanninen & Kriström (1992) föreslog, illustrera hur olika viktningar av vinnare och förlorare påverkar slutresultatet.

3.3.2 Företag

Miljöpolitiken påverkar det enskilda företaget på flera olika sätt, inte minst beroende på vilket miljöpolitiskt styrmedel som används. I likhet med hushållet, kan vi dela upp effekterna på följande sätt:

- Priset på företagets produkt förändras.
- Priset på insatsvaror blir annorlunda.
- Företagets valmängd påverkas.⁴⁵

Hur stor miljöpolitikens effekt blir på de olika priser företaget möter, beror på olika marknadsförhållanden. Vi återkommer till dessa mekanismer i avsnitt 3.3.3 och 3.4. Företagens möjligheter att möta förändrade krav i miljöpolitiken blir i allmänhet mindre om

⁴⁵ Ett nyligen uppmärksammat fall gäller Ortviken i Sundsvall. Fabriken nekades tillstånd att öka produktionen, trots att miljöbelastningen från anläggningen inte skulle öka.

en reglering används istället för ett ekonomiskt styrmedel.⁴⁶ Om valmöjligheterna är mindre betyder detta att kostnaderna måste bli större, för varje tänkbar nivå på miljökravet. Ett företag som beläggs med miljöskatt kan välja att minska produktionen, att rena utsläppen, eller i ett extremfall att betala miljöskatten och fortsätta driften som förut. I allmänhet väljer företagen något mellanting, enligt ekonomisk teori den anpassning av produktionsprocessen som minimerar totalkostnaderna. Väsentligen samma resonemang gäller utsläppsrätter, men här tillkommer möjligheter att sälja och köpa rättigheter. Om man jämför regleringar och ekonomiska styrmedel, är en slutsats att fördelningseffekter skiljer sig åt mellan instrument. Vi skall precisera dessa skillnader i nästa avsnitt. Även företagens investeringar kan bli olika beroende på om kvantitativa eller ekonomiska styrmedel används; det är dock svårare att dra någon allmän slutsats.

Faktaruta 3.2 Studier av miljöpolitikens vinnare och förlorare på hushålls- och företagsnivå, några exempel från andra länder.

En nyligen het omtvistad fråga i USA, där man mätt såväl kostnader som intäkter, kan tjäna som illustration. Skyddet av den fläckiga ugglan, en art som återfinns i nordvästra USA, har inneburit att stora skogsområden skyddas från avverkning (under den s.k. Endangered Species Act). Studier av värdet av att skydda ugglan pekar på att den genomsnittlige amerikanen är villig att betala drygt 30 USD, vilket skulle ge ett totalt värde som täcker kostnaderna för skyddet (en minskning med uppemot 25 000 arbetstillfällen i området och förlorade virkesvärden om totalt cirka 1 miljard USD).⁴⁷ Om man summerar intäkter och kostnader är nettot positivt, vilket i traditionell ekonomisk teori uppfattas som att projektet att bevara ugglan är lönsamt. I en studie av Berman et al (1997) skattas såväl sportfiskarnas vinster som yrkesfiskarnas förluster av en förändrad fiskepolitik i Kenai floden, Alaskas mest berömda laxflod. I ett scenario, där en viss laxmängd undanhålls

⁴⁶ Brännlund et al (1995) visar att kostnaderna för miljöregleringarna av massbruken är relativt sett större för de mindre bruken. Det finns sålunda en fördelningsdimension även när det gäller miljöregleringar, som inte belysts i litteraturen i någon större utsträckning.

⁴⁷ Någon kompensation utgår för övrigt inte till berörda skogsägare (vilket i sin tur ger incitament till ett beteende som kallats "Shoot-shovel-shut up" (skjut-gräv ned-håll tyst)). Se Brown & Shogren (1998) för en ekonomisk analys av lagstiftningen kring hotade arter i USA.

forts. faktaruta 3.2

yrkesfisket och istället kommer sportfisket tillgodo, beräknas förluster i yrkesfisket bli runt 1,7 miljoner USD, medan det samhällsekonomiska nettot beräknas till + 6,73 USD per lax som reallokteras till sportfiske. Övre och nedre gränser för projektet ligger mellan -43 procent och +68 procent av det skattade medelvärdet. Författarna drar slutsatsen att det samhällsekonomiska nettovärdet av en omallokering av lax från yrkes- till sportfiske är i stort sett noll.

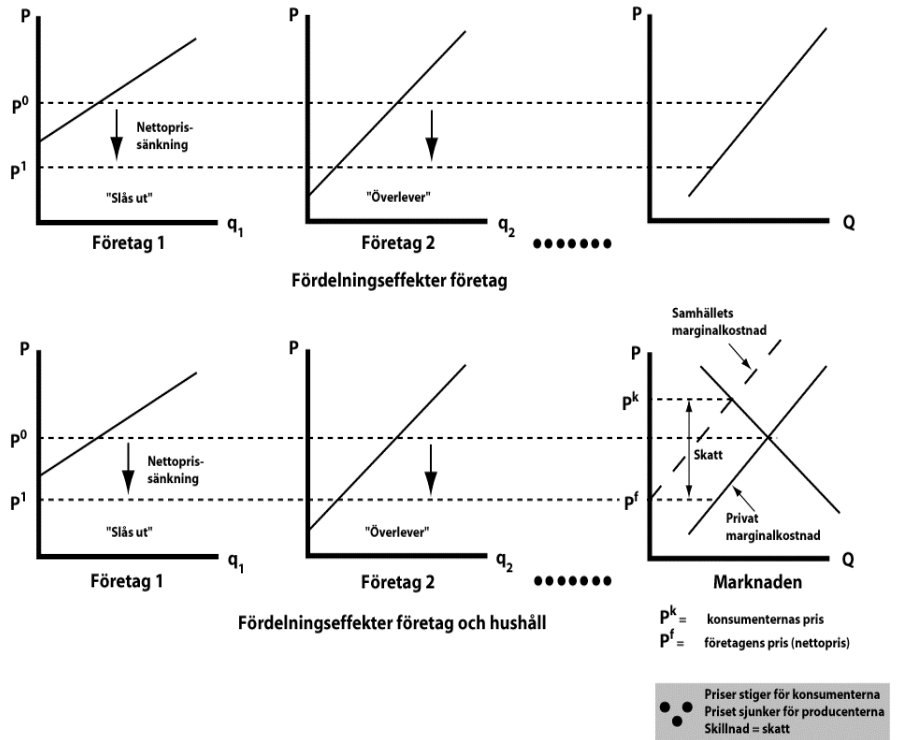
Policy	"Vinnare"	"Förlorare"	Kommentar
Fläckiga ugglan i nordvästra USA	Genomsnitts-amerikan villig betala 30 USD för att bevara ugglan	Uppemot 25 000 arbetstillfällen i skogssektorn. Förlorade virkesvärden om 1 mdkr USD	Se Rubin, Helfand & Loomis (1991)
Lax i Kenai-floden, USA. Viss laxmängd undanhålls yrkesfisket	Sportfiskarna +6,73 USD/lax	Yrkesfisket -1,7 miljoner USD	Se Berman et. al. (1997). Författarna drar slutsatsen att netto är ung. noll, om h.t.t. osäkerhet i skattningar

3.3.3 Marknaden

På en given marknad samspelar ett visst antal hushåll och ett visst antal företag. Vi flyttar i detta avsnitt upp analysen "ett steg" och ser på fördelningseffekter av miljöpolitik på en marknad. Avsnitt 3.3.4 knyter ihop alla marknader och studerar samspelet dem emellan. Vi inleder detta avsnitt med att studera miljöpolitikens fördelningseffekter för de företag och hushåll som samspelar på **en** marknad och använder den analysramen för att dekomponera fördelningseffekterna av olika miljöpolitiska instrument. Resonemangen kring fördelningseffekter på marknadsnivå illustreras med en sammanfattning av studier kring industrins energikostnader, särskilt elkostnader. Betrakta en marknad för en vara och låt oss för enkelhets skull representera miljöpolitik med en miljöskatt som är

proportionell mot produktionsnivån. I följande figur illustreras hur en samhällsekonomiskt effektiv miljöpolitik leder till ”utslagning” av företag och prishöjningar för konsumenterna, se figur 3.1

Figur 3.1 Fördelningseffekter av miljöpolitik på en marknad med två exempelföretag



I övre delen av figuren illustreras marknaden och två exempelföretag. I exemplet stiger kostnaderna så mycket att företag 1 läggs ned, medan företag 2 får lägre vinster (uttryckt i termer av producentöverskott). Fördelningseffekterna beror på de olika företagens kostnadsstruktur, i sin tur en följd av teknologival. Man kan tänka sig en skillnad mellan företag med olika ålder på maskinparken. Ett exempel är de svenska värmeverken; två anläggningar med samma effekt belastar inte nödvändigtvis miljön på samma sätt, se Sisask (2001). I den nedre delen av figuren lägger vi till efterfrågesidan. Det framgår att konsumenterna får betala ett

högre pris, medan företagen får ett lägre nettopris; skillnaden är miljöskatten i detta exempel. Om vi tolkar den streckade kurvan som samhällets marginalkostnadskurva, visar figuren tydligt att en effektiv miljöpolitik har fördelningseffekter. Företag 1 slås ut därför att kostnaderna för produktion är för höga, relativt den samhällsekonomiska intäkten av produktion från just det företaget. Observera att miljöskatten sätts till den samhällsekonomiska marginalkostnaden vilken kan inkludera hälsoeffekter, eller andra "obetalda" kostnader. Argument för att sätta miljöskatten högre än detta återfinns i den numera ganska omfattande litteraturen kring grön skatteväxling.⁴⁸

För att närmare studera fördelningseffekterna av olika miljöpolitiska instrument, förenklar vi figur 3.1 så att vi endast tittar på marknaden och lämnar detaljerna kring de enskilda företagen.⁴⁹ Resonemanget förenklas avsevärt om utbudskurvan antas horisontell, dvs. att marginalkostnaden är konstant (och lika med genomsnittskostnaden).⁵⁰ De olika instrumenten får då följande effekter. Produktionskostnader stiger per enhet (utbudskurvan förskjuts uppåt), marknadspriset stiger och den omsatta kvantiteten minskar. Miljöproblemet antas proportionellt mot produktionsnivån (ex. koldioxidutsläppen är proportionella mot förbränning av ett fossilt bränsle) De olika siffrorna i tabell 3.5 motsvarar vinster och förluster i figur 3.2 för konsumenter och producenter, givet olika val av miljöpolitiskt styrmedel.

⁴⁸ Argumentet är att även om skatten är för hög i förhållande till miljöskadan får man "på billigast möjliga sätt" mer pengar över till att sänka andra, störande, skatter. Se dock Sandmo (2001).

⁴⁹ Se Fullerton (2001) för detaljer.

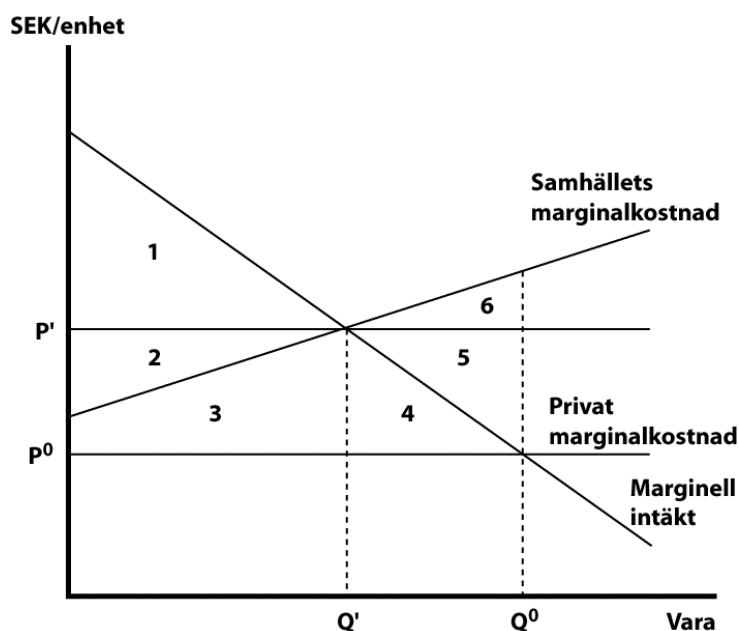
⁵⁰ Det kan tolkas som ett långsiktighetsförhållande där företag inte gör några ekonomiska vinster; avkastningen på företagets insatsfaktorer är lika stor i alla användningsområden. Vinsten, som den mäts i bokföringsmässiga termer, behöver dock inte vara noll.

Tabell 3.5 Fördelningseffekter av olika styrmedelsval i miljöpolitiken

<i>Policy</i>		<i>Konsument</i>	<i>Vinster Företag</i>	<i>Skatteintäkt</i>	<i>Miljö-vinst</i>
Miljö-Skatt		$-(2+3+4)$	0	2+3	4+5+6
Utsläpps- Handel	gratis	$-(2+3+4)$	2+3	0	4+5+6
	auktion	$-(2+3+4)$	0	2+3	4+5+6
Reglering		$-(2+3+4)$	0	0	4+5+6

Anm.: Siffrorna representerar ytor beskrivna i figur 3.2.

Figur 3.2 Fördelningseffekter på marknaden av olika miljöpolitiska instrument



Miljöskatten innebär att konsumentpriset stiger från p^0 till p^1 och konsumenten förlorar området $2+3+4$ (kostnader för att konsumera kvantiteten Q^1 ökar med $2+3$, till vilket skall läggas den nyttoförlust konsumenten gör av att minska konsumtionen, dvs.

yta 4). Enligt det förenklande antagandet om utbudskurvan påverkas inte företagets vinster; de företag som blir kvar på marknaden gör "nollvinst" (resurserna som används i sektorn har samma avkastning i andra sektorer, vilket återigen inte nödvändigtvis betyder att den bokföringsmässiga vinsten är noll). Skatteintäkterna motsvaras av område 2+3 och miljövinsten av område 4+5+6. Om skatteintäkterna återförs som en klumpsumma till hushållen, blir bruttokostnaden för hushållen 4, vilken skall jämföras med miljövinsten 4+5+6; den samhällsekonomiska nettovinsten är sålunda 5+6. I detta exempel antas regleringsalternativet ge en effektiv lösning, dock inga skatteintäkter, så att kostnaderna motsvaras av 2+3 och intäkterna av ytorna 5+6. En marknad för utsläppsrätter ger exakt samma lösning som skatten, skillnaden är förmögenhetseffekten. Om utsläppsrätterna auktioneras ut och intäkterna återförs, blir utfallet identiskt för konsumenterna. Om man istället tillämpar "grandfathering", dvs. tillstånd delas ut i förhållande till befintliga utsläpp, får företagen behålla ytorna 2+3, den s.k. knapphetsröntan.⁵¹

Så här långt har vi antagit att alla instrument når miljömålet till så låg kostnad som möjligt. Som tidigare noterats, talar det mesta för att ekonomiska styrmedel är kostnadseffektiva till skillnad från kvantitativa regleringar. Detta har i sin tur implikationer för hur kostnaderna fördelas. Ökade kostnader måste betalas av någon, och det kan konkret komma till uttryck via relativt högre varupriser i fallet med regleringar. Det finns flera olika sätt att mildra sådana fördelningseffekter om man använder ekonomiska styrmedel. Exempelvis kan man med en utsläppsrättighetsmarknad dela ut rättigheterna gratis, för att på så sätt dämpa fördelningseffekterna.⁵²

Vi illustrerar ovanstående resonemang genom att titta på energikostnader i svensk industri, och beräkna hur förändringar av elpriset kan slå på olika industrisektorer.

⁵¹ Observera att vi gör en distinktion mellan företag och hushåll. Detta är en något konstlad distinktion eftersom hushållen äger företagen.

⁵² Se Markandya (1998) för en diskussion av dessa mekanismer. Enligt Markandya (1998) pekar amerikanska studier på att utsläppsrättighetsmarknader ger en nettovinst för låginkomsthushåll.

*Industrins energikostnader*⁵³

Industrins energiförbrukning varierar kraftigt mellan olika branscher. Eftersom industristrukturen skiljer sig mellan olika delar av landet innebär detta även en skillnad i energiförbrukningen mellan olika regioner. Energiförbrukningen, mätt som kostnad per industrisysselsatt, varierar kraftigt mellan länen. Den är lägst i Stockholms län, med cirka 11 900 kronor per sysselsatt och högst i Västernorrland med cirka 91 000 kronor. Skillnaden blir mindre om energikostnaden ställs i relation till omsättningen. Den är minst i Stockholm med 0,8 procent och högst i Västernorrland med cirka 5,4 procent. Dessa skillnader återspeglar den svenska industristrukturen, med mycket finmekanisk industri i Stockholm och en betydande del basindustri, speciellt skogsindustri, i Västernorrland. En mindre del av industrins energikostnader utgörs av energiskatter. Industrin är för närvarande undantagen från energibeskattnings bortsett från en reducerad koldioxidskatt och en svavelskatt. Tabell 3.6 och figur 3.3 sammanfattar ovan sagda.

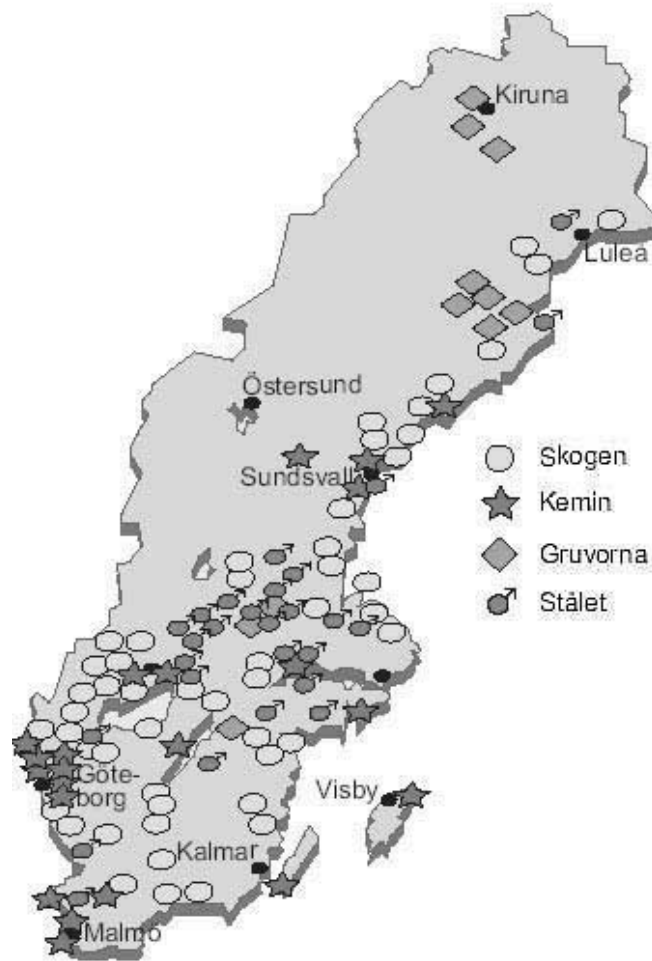
⁵³ Detta avsnitt summerar resultat i kapitel 5. Det bygger också på arbeten av Brännlund (2000).

Tabell 3.6 Industrins energikostnad (per sysselsatt och i förhållande till omsättningen) år 1999 i olika län. Industrins energi- och koldioxidskattekostnad i olika län, år 2000.

<i>Län</i>	<i>Energi- och kol- dioxidskatt. Procent av energikostnaden</i>	<i>Energi- och kol- dioxidskatt. Kronor per sysselsatt</i>
Stockholms län	4,0	481
Kronobergs län	4,3	703
Västmanlands län	4,8	857
Jönköpings län	5,8	901
Jämtlands län	5,1	922
Västra Götalands län	6,3	1 346
Skåne län	5,4	1 365
Kalmar län	5,6	1 564
Södermanlands län	6,1	1 644
Uppsala län	6,8	1 679
Östergötlands län	7,6	1 752
Örebro län	7,2	2 036
Blekinge län	6,9	2 100
Västerbottens län	9,4	2 136
Götlands län	7,4	2 869
Hallands län	9,5	2 944
Gävleborgs län	6,9	3 020
Värmlands län	9,1	4 383
Norrbottnens län	5,2	4 781
Dalarnas län	7,3	4 906
Västernorrlands län	7,9	5 375
<i>Genomsnitt</i>	<i>6,8</i>	<i>1 873</i>

Källa: SCB, specialbeställda data och egna beräkningar.

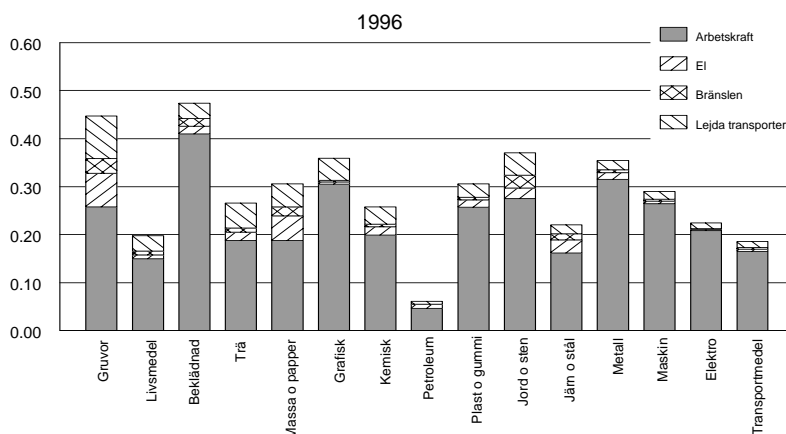
Figur 3.3 Basindustrins lokalisering



Källa: www.skgs.org.

Energikostnaden som andel av totala rörelsekostnader varierar också väsentligt mellan olika sektorer. Figur 3.4 visar att kostnadsandelen är relativt låg för de flesta industrisektorer, med undantag för t.ex. gruvsektorn.

Figur 3.4 Kostnaderna för inköpt arbetskraft, el, bränslen och inköpta transporter i svensk tillverkningsindustri 1996 som andel av totala rörelsekostnader



Källa: Brännlund (2000).

De data som presenterats i tabell 3.6 och figur 3.3 och 3.4 visar att det finns en betydande heterogenitet i svensk industri när det gäller energins betydelse för produktion, dels mellan olika sektorer, men också över regioner. Skatteväxlingsutredningen, SOU 1997:11 (sid. 219) konstaterade i sin analys av energibesättning att:

”En analys av regionala data visar att vissa län, t.ex. glesbygdslän i Norrland och vissa sydsvenska län, är betydligt mer specialiserade i energiintensiv produktion än andra län. Effekterna av höjda skatter på enbart el visar att det är norrlandsläna som drabbas hårdast. De samhälleliga kostnaderna blir större när tillverkning eller produktionsfaktorer också måste flytta mellan regioner.”⁵⁴

För att belysa tänkbara effekter av högre elskatter för industrin, använder vi en sektormodell utvecklad av Brännlund (2000), till vilken den intresserade läsaren hänvisas för detaljer kring modellens struktur. Modellen förklarar efterfrågan på olika insatsvaror som en funktion av de priser företaget (sett som en sektor) möter på de marknader man agerar på. Data täcker perioden 1985-1996 och täcker 15 sektorer sålunda

⁵⁴ För en detaljerad analys, se Lundberg & Torstensson (1996).

175 observationer totalt. De används för att uppskatta samband mellan användningen av arbetskraft, elenergi, bränslen, kapitalstock, produktion och de olika priserna för dessa insatsfaktorer. Av särskilt intresse är hur företagen reagerar på förändrade priser på insatsvaror. Tabell 3.7 redovisar dessa i termer av elasticiteter.

Tabell 3.7 Egenpriselasticiteten skattade för svensk tillverkningsindustri

	<i>Produktion</i>	<i>Arbetskraft</i>	<i>El</i>	<i>Bränslen</i>	<i>Kapital</i>
Gruvindustri	0,316	-1,035	-0,014	-0,836	-0,079
Livsmedelsindustri	0,023	-0,168	-0,025	-0,219	-0,020
Beklädnadsindustri	0,349	-1,044	-0,330	-2,454	-0,093
Trävaruindustri	0,076	-0,291	-0,032	-0,746	-0,027
Massa & pappersind.	0,036	-0,212	-0,008	-0,175	-0,008
Grafisk industri	0,071	-0,190	-0,092	-1,805	-0,039
Kemisk industri	0,043	-0,258	-0,006	-0,520	-0,040
Petroleumindustri	0,126	-1,989	0,075	-3,390	-0,128
Plast & gummiind.	0,133	-0,446	-0,084	-1,491	-0,074
Jord & stenindustri	0,151	-0,555	-0,093	-0,362	-0,060
Järn & stålindustri	0,046	-0,296	-0,013	-0,231	-0,018
Metallvaruindustri	0,061	-0,178	-0,042	-0,902	-0,028
Maskinindustri	0,030	-0,099	-0,014	-0,597	-0,022
Elektroindustri	0,025	-0,112	0,027	-1,288	-0,036
Transportmedelsind.	0,018	-0,090	0,000	-0,456	-0,016

Anm.: Elasticiteterna är utvärderade i 1996 års prisnivå.

Källa: Brännlund (2000).

Resultaten visar på skillnader i anpassning till omvärldsförändringar mellan sektorerna. En prishöjning på malm med 10 procent innebär att produktionen i gruvindustrin ökar med cirka 3 procent (3,16), medan en prishöjning på produkter från trävaruindustrin ökar produktion i den sektorn med 0,7 procent. Kolumnerna ”El” och ”Bränslen” redovisar på motsvarande sätt hur priskänsliga företagen i de olika sektorerna i genomsnitt är för ändringar av el- och bränslepriser. Av särskilt intresse är att massa & pappersindustrin är i stort sett okänslig för prisändringar på el, dvs. man kommer att köpa ungefär lika mycket el om elpriset stiger. Sålunda går det relativt enkelt att beräkna de (kortsiktiga) effekterna av

elprishöjningar i denna sektor, kostnaderna stiger approximativt med förbrukad el gånger prishöjningen.⁵⁵ Hur detta sedan slår i olika regioner i mer detalj går inte att belysa med modellen som sådan, eftersom den inte har en regional dimension.

Genom att utnyttja resultaten i tabell 3.7 och data kring industrins förbrukning och produktion, kan vi belysa effekterna av en elprishöjning, se tabell 3.8. Vi tolkar dessa som effekterna på kort sikt, därför att den underliggande modellen är konstruerad så att kapitalstocken antas vara konstant.

Tabell 3.8 Effekter av en elprishöjning på 5 öre för olika industrisektorer, utvärderade i 1996 års prisnivå

	Förädlingsvärde, Mnkr	Förädlingsvärde,	
		Procentuell förändring	Förändring av vinst, Mnkr
Gruvindustri	-141	-3,58	-126
Livsmedelsindustri	-131	-0,48	129
Beklädnadsindustri	25	-0,66	-15
Trävaruindustri	-110	-1,15	-108
Massa & pappersindustri	-960	-3,26	-950
Grafisk industri	33	-0,20	-27
Kemisk industri	-211	-0,86	-202
Petroleumindustri	43	-1,16	-38
Plast & gummiind.	60	-0,73	-55
Jord & stenindustri	70	-1,00	-61
Järn & stålindustri	-384	-2,34	-379
Metallvaruindustri	98	-0,46	-90
Maskinindustri	-100	-0,26	-93
Elektroindustri	63	-0,15	-56
Transportmedelsindustri	-123	-0,33	-120
<i>Summa industri</i>	<i>2 553</i>	<i>-0,88</i>	<i>-2 449</i>

Källa: Brännlund (2000).

⁵⁵ Mot dessa resonemang talar Lundgren & Sjöströms (2000) resultat för massaindustrin. Med hjälp av företagsdata skattas en priselasticitet på efterfrågan till 0,7. Lundgren & Sjöström (2000) finner inte några större skillnader mellan anpassningar på lång och kort sikt. Data täcker dock en annan tidsperiod än Brännlund (2000) och baseras, som nämnts, på företagsspecifika data (snarare än sektordata).

Man kan se dessa resultat mot bakgrund av den diskussion som pågår inom EU angående nedsättningsregler, och huruvida Sverige skall få behålla särskilda undantag för industrin. En prishöjning på 5 öre ger små utslag i termer av procentuell förändring av förädlingsvärde. I kronor och ören räknat har dock en sådan prishöjning ganska betydande effekter i vissa sektorer, t.ex. i gruv, järn & stål samt massa & pappersindustrin. Vi ser t.ex. att massa & pappersindustrin drabbas hårdast, räknat i kronor och ören, av en elprishöjning, enligt Brännlunds (2000) modell. Kostnaden beräknas till ungefär 1 miljard kronor.

Givet resultaten i tabell 3.8 kan man tolka resultaten så att anpassningarna inom massa & pappersindustrin blir mycket små på kort sikt; skatten resulterar direkt i en proportionell minskning av vinsten. Den typen av modell som används här kan inte belysa företagsnedläggningar, bland annat beroende på att man studerar anpassningar på sektornivå, snarare än företagsnivå. Det förefaller dock inte orimligt att en sådan skatt skulle ha kännbara effekter på extremt elintensiva företag.

Med utgångspunkt från analysen i detta avsnitt drar vi följande slutsatser. För det första karakteriseras svensk industri av en betydande heterogenitet när det gäller energianvändning, såväl mellan sektorer som mellan regioner. För det andra varierar effekterna av olika styrmedel med utformningen, det gäller då inte minst möjligheterna till olika former av återföring. Om man kombinerar dessa slutsatser, blir konklusionen att det finns goda skäl att beakta såväl effektivitets- som fördelningsaspekter i utformningen av miljöpolitiken. Detta är givetvis inget nytt i ljuset av de resonemang som förts i svenska utredningar och på andra håll i debatten, men insikten har inte färgat av sig på något dramatiskt sätt i den miljöekonomiska litteraturen.

3.3.4 Hela ekonomin

En ekonomi består av ett antal sammanflätade marknader och därför kan förändringar på en marknad spridas runt ekonomins alla marknader. I vissa fall kan det vara väsentligt att ta hänsyn till sådana anpassningar när man analyserar fördelningseffekter av miljöpolitik. Hur stora spridningseffekterna är beror väsentligen på hur stor förändringarna är i förhållande till ekonomin. En koldioxidskatt kommer att öka produktionskostnaderna i

ekonomins olika sektorer, i förhållande till hur ”koldioxid-intensiva” sektorerna är. Företagen kommer att övervältra en del av dessa kostnadsökningar såväl bakåt som framåt i förädlingskedjan. Sålunda kommer t.ex. matpriserna att påverkas indirekt. Dels ökar den direkta transportkostnaden, men varorna är också olika koldioxidintensiva i tillverkningsledet, så att den slutliga kostnadshöjningen kommer att variera över varugrupper. Miljöpolitiken kan därför ge såväl direkta som indirekta kostnader och intäkter. Vad konsumenten väljer att köpa är också beroende av hushållets inkomst, som i sin tur indirekt beror på koldioxid-skatten. Genom en serie komplicerade anpassningar hamnar ekonomin i ett nytt jämviktsläge. Dessa anpassningar kan inte studeras med modeller som fokuserar det enskilda företaget/hushållet, eller den enskilda marknaden. Vi skall här diskutera och illustrera två typer av modeller som medger övervältringar framåt och bakåt i förädlingskedjan, sektormodeller och allmänna jämviktsmodeller. Vi skall också ge en överblick av några resultat från den internationella litteraturen, samt illustrera fördelnings-effekter av ett globalt utsläppsrättighetssystem ur ett svenskt perspektiv.

Sektormodeller

Med hjälp av en sektormodell kan man studera anpassningar på marknader inom en given sektor av ekonomin. Brännlund & Kriström (1993, 1996) visar hur en klorskatt på massaindustrin påverkar skogsägarna i ett första led på grund av en lägre efterfrågan på massaved. Skogsägarna bjuder ut mer sågtimmer, därför att det har blivit relativt mer lönsamt. Ett ökat utbud av sågtimmer betyder i sin tur att priset sjunker, allt annat lika. Ett lägre pris på sågtimmer gynnar sågverken, som ökar sin produktion. Den ökade produktionen spär på koldioxidutsläppen från sågverken, men ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är denna utsläppsökning inget egentligt problem, så länge utsläppen är belagda med en korrekt satt skatt. Ökningen av produktion motverkas för övrigt av att massaindustrins koldioxidutsläpp minskar, som en följd av klorskatten (den skatten minskar produktionsnivån i massabruken, vilken antas vara positivt korrelerad med koldioxidutsläppen). Det intressanta med detta exempel är att en miljöskatt som drabbar en sektor kan gynna en

annan; i detta fall gynnas sågverken. Exemplet visar tydligt att miljöpolitiken genererar både "vinnare" och "förlorare". Det faktum att marknader är kopplade gör att en miljöpolitisk åtgärd som riktar sig mot en sektor också får effekter på andra sektorer. I sin tur kan detta innebära att de miljöpolitiska effekterna blir annorlunda än vad som framkommer med det "partiella" perspektiv som har varit utgångspunkten för analysen i de två tidigare avsnitten.

Låt oss ta ett aktuellt exempel från energipolitiken för att ytterligare understryka det faktum att miljöpolitiken skapar både vinnare och förlorare. Omställningen av energisystemet innebär en satsning på förnybara energikällor, t.ex. trädbränslen. Dessa gynnas av undantagsregler i energibeskattningen, en stimulans som också fått önskad effekt, i och med ökningen av efterfrågan på trädbränslen från värmeverk (se Sisask (2001)). Effekten av detta blir ökad konkurrens om vedråvaran. Beroende på hur marknads-situationen ser ut, kan det vara lönsammare att elda massaved i värmeverk, snarare än att göra massa. I debatten har för övrigt spånskiveindustrin förekommit i sammanhanget, på grund av den ökade konkurrensen om råvaran; värmeverken konkurrerar på ett annat sätt än tidigare om sågspånen.⁵⁶

Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv behöver de olika anpassningarna vi ser inte innebära en felaktig användning av vedråvaran. Exemplet illustrerar egentligen bara att energiskattesystemet har en styrande effekt och att marknadsaktörerna anpassar sitt beteende. Att nysta upp spridningseffekter kräver dock att man tar hänsyn till att marknader är länkade. En sektormodell passar bäst när förändringarna kan antas begränsade till en sektor av ekonomin. Med andra ord låter man i sådana analyser vissa priser vara givna, och förklaras utanför modellen. Ibland är det relativt enkelt att på förhand peka ut hur olika marknader anpassar sig till förändringar i miljöpolitiken, i andra fall krävs en detaljerad modell av ekonomin, där sambandet mellan olika marknader sammanfattas av ett större ekvationssystem, vilket leder oss till allmän jämviktsmodeller.

⁵⁶ Jämför t.ex. motion 1996/97:N222 av Sven-Erik Österberg (s) **Råvaruförsörjning till den svenska spånskiveindustrin** "Det går i detta sammanhang inte att bortse från de problem som denna industrisektor har med konkurrensen om råvaran med energisektorn. Eftersom styrmedel har funnits och finns för att vi skall använda biobränsle som ersättning för olja och kol, så kan man inte bortse från det faktum att även skiveindustrins råvara blir attraktiv som bränsle inom energisektorn,..."

Allmän jämviktsmodeller

En allmänjämviktsanalys innebär att alla ekonomins marknader tillåts samspela. Sådana modeller har använts i en mängd studier av miljöpolitikens kostnader (miljövinster är mer sparsamt studerade i detta sammanhang). Fördelen med allmän jämviktsperspektivet är att man får en konsistent beskrivning av hur olika delar av ekonomin "sitter ihop". För t.ex. analys av hur skatteintäkter förändras är detta perspektiv värdefullt, inte minst i miljöpolitiken, därför att varor kan vara belagda med flera skatter. Fossila bränslen är belagda med energiskatt och koldioxidskatt med olika undantag i olika sektorer. En höjning av koldioxidskatten minskar intäkterna från energiskatterna, och har också effekter på momsintäkter och, i princip, på alla skatter. En allmän jämviktsmodell är väl lämpad för den typ av ganska komplicerad bokföring som behövs för att kunna ge en korrekt beskrivning av budgeteffekterna. En illustration av detta för svenskt vidkommande ges i Harrison & Kriström (1999) och Hill & Kriström (2002b).

Man kan notera att de beräkningar som i dag finns tillgängliga väsentligen rör kostnadssidan, dvs. hur hushåll och företag anpassar sig till olika förändringar av miljöpolitiken. För närvarande sker en metodutveckling som gör att man även kan behandla miljövinster på motsvarande sätt; man brukar normalt anta att värdet i kronor av miljövinster är konstanta. Sieg et al (2001) visar med ett exempel från Los Angeles att miljövinster leder till effekter på bostadsmarknaden, sådana att priser stiger i områden där miljökvaliteten förbättras relativt mycket. Om miljökvaliteten förbättras i ett område med låginkomsttagare som hyr sin bostad, kan de totalt sett få det sämre, därför att områdets attraktivitet stiger och pressar hyrorna uppåt, samtidigt som de inte värderar miljökvalitetsförbättringen tillräckligt högt.

En relativt färsk översikt av tillämpningar finns i Kverndokk & Rosendahl (2000), där man sammanfattar modellberäkningar av kostnader för att minska koldioxidutsläpp i Danmark, Finland, Irland, Norge, Sverige och Storbritannien. Studierna visar att klimatpolitiken i allt väsentligt är regressiv, en slutsats som dock är avhängig av hur miljöskatterna återförs. De flesta studier som refereras till i Kverndokk & Rosendahl (2000) tyder på att en miljöskatthöjning kombinerad med lägre skatt på arbete är regressiv. Om de ökade skattemedlen istället används till att sänka den allmänna momsen, minskar regressiviteten. Dessa resultat

överensstämmer delvis med de studier vi redovisat ovan på hushållsnivå. Man bör dock komma ihåg att de allmän jämviktsmodeller som används för att studera skatteväxling i allmänhet inte innehåller detaljerade beskrivningar av skattesystemet. Slutsatserna kring regressivitet beräknade med allmän jämviktsmodeller måste därför tas med en nypa salt.

I följande tabell återges sammanfattningar av några allmän jämviktsanalyser av miljöpolitik, där man uppmärksammat fördelningsfrågor.

Tabell 3.9 Fördelningseffekter av miljöpolitik enligt några allmän jämviktsmodeller

<i>Studie</i>	<i>Land</i>	<i>Policy</i>	<i>Modell- typ</i>	<i>Resultat</i>	<i>Kommentar</i>
Metcalf (1997)	USA	Miljöskatte- höjning	Input- Output	Neutral effekt om återföring av inkomst/ arbetsgivare- avgifter	
Labandiera & Labeaga (1999)	Spanien	Koldioxidskatt i produktion och konsumtion	Input- Output	Neutral effekt	
Bovenberg & Goulder (2001a)	USA	Koldioxidskatt industrin	CGE	Fördelnings- effekter kan neutraliseras till låg effektivitets- kostnad	
Hill & Kriström (2002a)	Sverige	Fördubblad koldioxidskatt med sänkt arbets- givaravgift	CGE	Högre kostnad för större hushåll	Modifierad Harrison & Kriström (1999)

Anm.: CGE = Computable General Equilibrium Model (numerisk allmän jämviktsmodell).

Sammanfattningsvis ger de allmän jämviktsmodeller som presenterats ovan, samt en översikt av internationell litteratur på området, slutsatsen att miljöskatter på fossila bränslen är regressiva, men att sådana effekter kan mildras genom transfereringar till låginkomst-

hushåll. Bovenberg & Goulder (2001) beräknar t.ex. att effekterna av en höjd koldioxidskatt på den amerikanska industrin kan mildras utan alltför stora effektivitetsförluster. Det kan t.ex. göras genom att utnyttja undantagsregler ungefär på samma sätt som i den svenska energibeskattningen. Sålunda ger även de modeller som ”tar ett helhetsgrepp” om olika samband, ungefär samma slutsatser som man finner med andra modeller. Det beror på att de reformer man studerat är förhållandevis små i förhållande till ekonomins storlek, och man kan därför många gånger få goda resultat i enklare modeller.⁵⁷

Vi skall avslutningsvis föra upp analysen till global nivå, och diskutera tänkbara fördelningseffekter av ett globalt utsläppsrättighetssystem, sett ur ett svensk perspektiv.

Faktaruta 3.3 Internationell klimatpolitik

Enligt FNs klimatkonvention har åtskilliga länder förbundit sig att de genomsnittliga utsläppen av växthusgaser under åren 2008–2012 ska bli lägre än de var år 1990. Kyotoprotokollet, som undertecknades i Kyoto i Japan 1997, innebär en minskning av utsläppen i I-länderna med 5,2 procent till 2008-2012 (den s.k. första åtagandeperioden) från 1990 års nivå. EU ska minska utsläppen med 8 procent och USA med 7 procent. Inom EU har man förhandlat fram en s.k. bördefördelning, som innebär att Sverige får öka sina utsläpp med 4 procent. I mars 2002 beslutade riksdagen att de svenska utsläppen i stället ska sänkas med 4 procent under perioden ifråga.

Källa: Naturvårdsverket.

Fördelning av utsläppsrättigheter inom ett multilateralt handelssystem

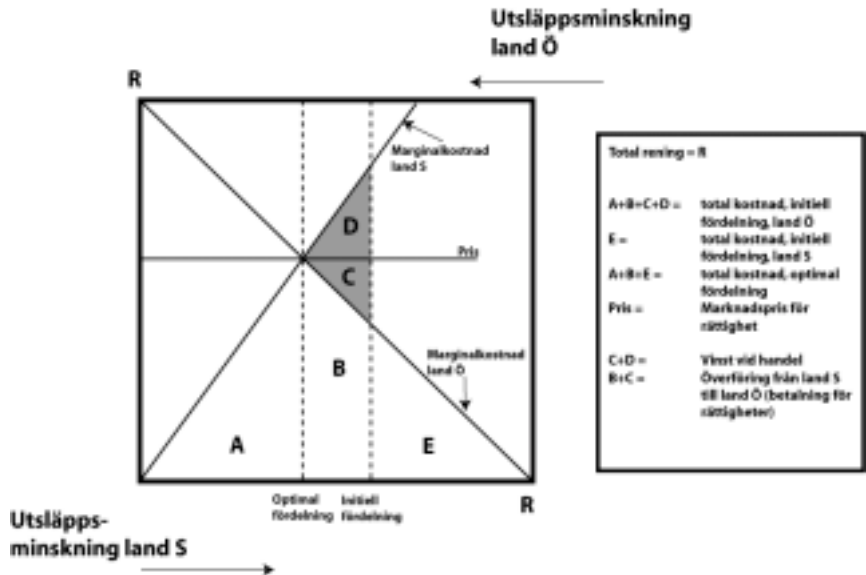
Marknader för överlåtbara utsläppsrätter har föreslagits på ett flertal håll, som ett effektivt instrument att minska koldioxidutsläppen. Om marknaden fungerar, minimeras kostnaden för att nå ett givet miljömål, t.ex. det man kommit överens om i Kyotoförhandlingarna. Avgörande för varje enskilt lands nettovinst inom handelssystemet är fördelningen av utsläppsrätter i initialskedet. Vi skall i detta avsnitt illustrera hur svensk ekonomi kan påverkas av

⁵⁷ Ett formellt bevis av denna utsaga ges i Brännlund & Kriström (1996).

olika fördelningar. Fankhauser et al (1997), Rose et al (1998) är exempel på några uppsatser där man studerat en liknande fråga.

För att illustrera dels hur en rättighetsmarknad fungerar, dels hur förmögenhetsfördelningen påverkas av allokeringen i initialskedet, använder vi en figur.

Figur 3.5 Fördelningseffekter av olika allokering av utsläppsrättigheter i initialskedet



Figur 3.5 illustrerar en box, vars storlek är direkt proportionell mot det antal enheter som måste minskas. Minskningen kan göras i "S", eller i övriga delar av världen ("Ö"), och miljövinsten är oberoende av var minskningarna görs. Kostnaderna för att minska utsläppen i "S" och "Ö" beskrivs med två marginalkostnadskurvor, "marginalkostnad i land S" (MC^S) och "marginalkostnad i land Ö" ($MC^Ö$). Vi antar att marginalkostnaderna är högre i "S" jämfört med "Ö", vilket illustreras med att MC^S har en brantare lutning jämfört med $MC^Ö$ ($MC^Ö$ går längs diagonalen, men inte MC^S).

Vi tänker oss en initial fördelning av reningsåtgärder, sådan att marginalkostnaderna skiljer sig åt. I figuren kommer land "S" totala kostnad för att göra åtgärder att motsvaras av ytan $A+B+C+D$, motsvarande totala kostnad för land "Ö" är E. I den initiala

fördelning är marginalkostnaden lägre i land "Ö" jämfört med land "S". Observera att figuren beskriver reningsåtgärder, och inte direkt utsläppsrätter, men vi kan enkelt göra en tolkning av hur en utsläppsrättighetsmarknad skulle fungera, och marknadspriset för en rättighet överensstämmer med marginalkostnaderna i bägge länderna. För rätten att släppa ut (inte rena) betalar land "S" B+C till land "Ö", dvs. land "Ö" säljer utsläppsrätter till land S och minskningarna görs där det är billigast. På denna transaktion tjänar land "S" ytan D, och land "Ö" ytan C. Effekten av detta är således en förmögenhetsomfördelning, men samtidigt att målet kan nås till lägsta kostnad. Hur stor denna förmögenhetsomfördelning är beror på hur utsläppsrätterna är fördelade i utgångsläget.

Det finns många förslag till hur rättigheter *bör* fördelas. De är antingen baserade på något formellt rättvisekriterium, eller något annat kriterium inte sällan den fördelningsprincip som gynnar förslagsställaren.⁵⁸ Vi skall här belysa hur olika fördelningar av utsläppsrätter kan påverka svensk ekonomi, inom ramen för Kyotoprotokollet. Vi tänker oss att alla länder följer protokollet, vilket betyder att de utvecklade länderna (de s.k. Annex-B) minskar utsläppen med cirka 5 procent fram till 2010. För svensk del innebär detta en minskning till +4 procent relativt nivån 1990 (alternativt -4 procent efter den ändring av svensk klimatpolitik som gäller sedan 2002). Inom ramen för en modell som beskriver handelsflöden inom och mellan länder, inklusive en detaljerad beskrivning av hur koldioxidutsläpp genereras, konstrueras ett klimatavtal. Modellen bygger på en databas kallad GTAP utbyggd med energivaror (energy goods), och modellen kallas därför GTAP-EG⁵⁹. Den version av modellen som används innebär en sammanläggning av ett antal länder i regioner, se Nilsson & Kriström (2002) för detaljer kring detta och några modifieringar som gjorts i övrigt.⁶⁰

Vi studerar två fördelningsprinciper, inom ramen för en utsläppsrättighetsmarknad där de s.k. Annex-B länderna deltar.

- Utsläppsrätter delas ut i förhållande till andel av befolkningen. Varje person tilldelas lika många rättigheter.

⁵⁸ Se t.ex. Rose (1993) för en sammanställning av hur olika rättvisekriterium ger olika principer för initieffördelning.

⁵⁹ se Rutherford & Paltsev (2000) för detaljer kring denna modell.

⁶⁰ Ett tack till Charlotte Nilsson, HHS, för hjälp med beräkningarna i detta avsnitt.

- Utsläppsrätter delas ut i förhållande till andel av BNP. Beräkningarna grundas på följande data.

Tabell 3.10 Data för beräkning av effekter av fördelning av utsläppsrätter

<i>Region</i>	<i>Andel utsläpp enligt Kyoto-protokoll 2010</i>	<i>Befolkningsandel</i>	<i>BNP-andel</i>
Annex-B (utom USA, Sverige, EU)	0,430	0,444	0,321
USA	0,340	0,227	0,319
EU	0,230	0,324	0,351
Sverige	0,004	0,008	0,009

Källa: GTAP-EG (Rutherford & Paltsev (2000)) samt befolkningsstatistik från FN.

Den första kolumnen ger totalt tillåtna utsläpp inom Kyoto-protokollet 2010, och motsvarande andelar. De följande kolumner innehåller data över befolknings- och BNP-andelar för de valda regionerna. Om utsläppsrätterna baseras på BNP eller befolkningsandelar, kommer Sverige att få en större tilldelning jämfört med Kyotoprotokollet. Med hjälp av GTAP-EG modellen simulerar vi en marknad för utsläppsrättigheter och jämför realinkomstförändringar med ett "business-as-usual" scenario. Resultaten återges i tabell 3.11.

Tabell 3.11 Procentuell realinkomstförändring vid olika fördelningar av utsläppsrätter inom ramen för Kyotoavtalet enligt en multilateral allmän jämviktsmodell

	Tilldelning	Övriga				
		Annex B	USA	EU	Sverige	Övriga
Scenario 1	Kyotoprotokollet +4 %	-0,25	-0,82	-0,38	-0,17	-0,07
Scenario 2	Kyotoprotokollet -4 %	-0,25	-0,82	-0,38	-0,26	-0,07
Scenario 3	Baserat på befolkning	-0,12	-1,61	0,28	0,77	-0,08
Scenario 4	Baserat på BNP-andel	-1,12	-0,96	0,47	1,16	-0,07

Scenario 1 innebär en fördelning av utsläppsrättigheter enligt den bördefördelning EU-länderna kommit överens om inom ramen för Kyotoprotokollet. Sverige får öka utsläppen med 4 procent relativt 1990. Det innebär att tilldelningen blir cirka 0,4 procent av den totala mängden utsläppsrätter. I tabellen framgår det att effekten på den reala inkomsten för Sveriges del blir liten.

Scenario 2 är samma som scenario 1. Sverige minskar dock utsläppen med 4 procent relativt 1990, vilket är nuvarande klimatmål. Detta motsvarar en tilldelning på ungefär 0,4 procent av totala mängden rättigheter. Observera att vi antar att Sveriges frivilliga nedskärning inte används av något annat land, utan det totala utrymmet krymper i motsvarande utsträckning.

I Scenario 3 fördelas utsläppsrätterna i förhållande till befolkningsandel, där målet antas vara det som anges i Kyotoprotokollet. Det motsvarar att Sverige tilldelas 0,8 procent av totala mängden rättigheter.

I Scenario 4 fördelas utsläppsrätterna i förhållande till BNP-andel, där målet antas vara det som anges i Kyotoprotokollet. Det motsvarar att Sverige tilldelas 0,9 procent av totala mängden rättigheter.

Beräkningarna illustrerar hur viktig den initiella fördelningen av utsläppsrättigheter är för att man skall kunna komma överens om hur marknaden skall initieras. USA har förhållandevis höga koldioxidutsläpp per invånare och även per enhet BNP, vilket gör att USA skulle komma sämre ut ur ett protokoll som baserades på befolkning eller BNP. Notera att såväl EU som Sverige tjänar på en fördelning baserad på dessa parametrar, snarare än det framförhandlade Kyotoprotokollet. Detta räkneexempel illustrerar de förmögenhetseffekter som är förknippade med utsläpps-

rättighetsmarknader. Det återknyter till våra inledande kommentarer; svårigheterna att få igenom ett effektivt klimatprotokoll bottenar i olika syn på fördelningseffekter. Att belysa fördelningseffekterna av miljöpolitiken kan dock underlätta utformningen av åtgärder som tillhoppa även satisfierar fördelningspolitiska mål. Vårt bidrag till detta arbete är föremål för de följande kapitlen.

4 Kostnader och fördelningseffekter av koldioxidskatten

4.1 Sammanfattning

Det huvudsakliga syftet med kapitlet är att analysera hur hushållen förändrar sitt konsumtionsmönster och de fördelningseffekter som uppstår till följd av förändringar i miljöpolitiken. Mer specifikt syftar analysen till att simulera effekterna av icke-marginella förändringar i koldioxidbeskattningen.

I samtliga scenarier har vi valt att studera skatteneutrala reformer. I de tre scenarier som vi belyst har vi i samtliga fall utgått från en fördubbling av koldioxidskatten. De skatteintäkter som detta medfört har sedan använts för att sänka den allmänna momsens (scenario 1), subventionera kollektivtrafiken (scenario 2) och sänka inkomstskatten (scenario 3).

Effekterna på koldioxidutsläppen är entydiga i de två scenarier där priserna på de enskilda varorna eller varugrupperna stiger, dvs. i scenario 1 och 3. I båda fallen kommer utsläppen av koldioxid att minska med cirka 10 procent. I scenariot med sänkt moms på kollektivtrafik kan vi i dagsläget inte säga vad nettoeffekten på koldioxidutsläppen kommer att bli. Efterfrågan på bensin, övriga resor och uppvärmning kommer att minska, däremot kommer efterfrågan på kollektivtrafik att öka med 38–39 procent, vilket motverkar de minskade utsläppen från de andra varugrupperna.

För att kunna uttala oss om förändringarna i koldioxidutsläppen från kollektivtrafiken skulle vi behöva veta vilka utbudsförändringar som måste ske för att möta den ökade efterfrågan, dvs. hur mycket av efterfrågeökningen kan man möta med i dagsläget fri kapacitet, och dels uppgifter om hur mycket koldioxid kollektivtrafiken släpper ut. I dagsläget saknar vi uppgifter om båda dessa faktorer.

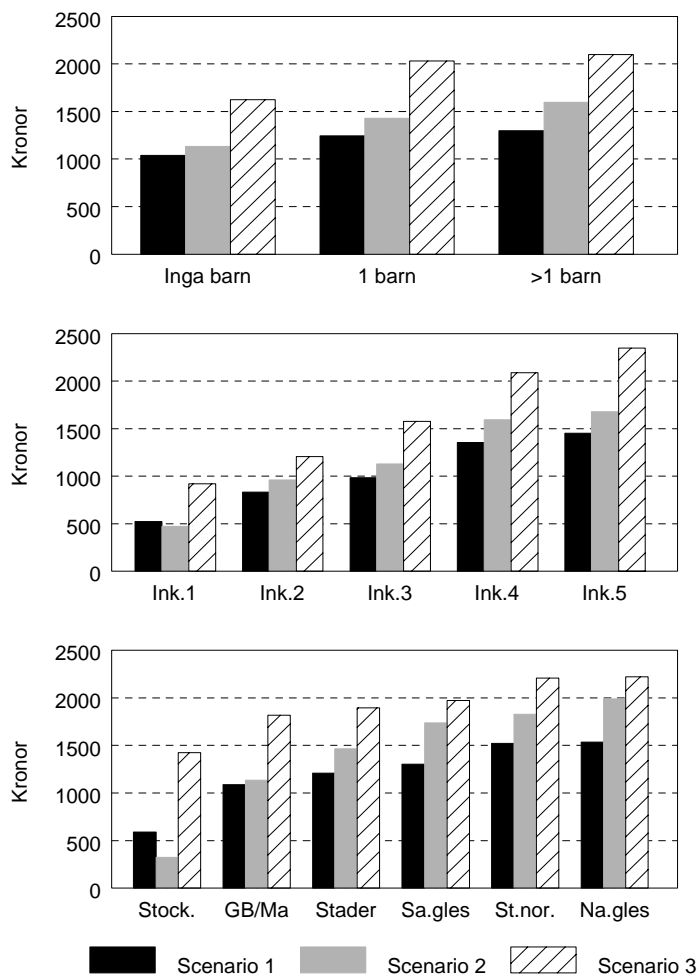
Huvudresultaten kan sammanfattas i följande punkter:

- Höjd koldioxidskatt leder till minskad konsumtion av fossila bränslen, och därmed lägre koldioxidutsläpp.
- Hushållens konsumtionsmönster skiljer sig åt mellan olika typer av hushåll. Hushåll med låga inkomster använder en relativt stor andel av den disponibla inkomsten till inköp av energivaror.
- Hushåll boende i glesbygd använder en relativt stor andel av den disponibla inkomsten till inköp av energivaror.
- En ”skatteväxling” med högre koldioxidskatt och lägre moms/inkomstskatt är regressiv, dvs. drabbar hushåll med låga inkomster relativt hårt.
- En ”skatteväxling” med högre koldioxidskatt och lägre moms/inkomstskatt drabbar hushåll i glesbygd relativt hårt.
- En ”skatteväxling” med högre koldioxidskatt och lägre moms/inkomstskatt implicerar samhällsekonomiska kostnader som måste vägas mot de samhällsekonomiska vinsterna av minskade utsläpp.

Hushållens kostnader i de olika scenarierna, vilket kan tolkas som realinkomstförändringar, sammanfattas i figur 4.1. Scenariet med en sänkning av den allmänna momsen ger de lägsta kostnaderna. Fördelningen mellan olika hushållskategorier skiljer sig dock åt. Utgår vi från fördelningseffekterna i figur 4.1, ser vi att barnfamiljerna har en något större kostnad än hushåll utan barn. Skillnaderna är dock förhållandevis små. För de olika inkomstklasserna kommer hushållen få större kostnader ju högre inkomst de har. I scenario 1 kommer hushåll i den lägsta inkomstkvaliteten att behöva en kompensation på cirka 520 kronor för att uppnå samma nytta efter som före reformen. Motsvarande kompensation för ett hushåll i den högsta inkomstkvaliteten uppgår till 1 450 kronor.

Motsvarande spridning i kostnaderna eller kompensationskraven finns i den regionala dimensionen. Hushåll i städer har lägre kostnader än hushåll i glesbygd och Norrland. I scenario 1 behöver t.ex. ett hushåll i Stockholm en kompensation på 590 kronor för att uppleva samma nytta efter som före reformen, medan hushåll boende i Norrland behöver en kompensation på cirka 1 530 kronor.

Figur 4.1 Hushållens kostnader i monetära termer i de olika scenarierna

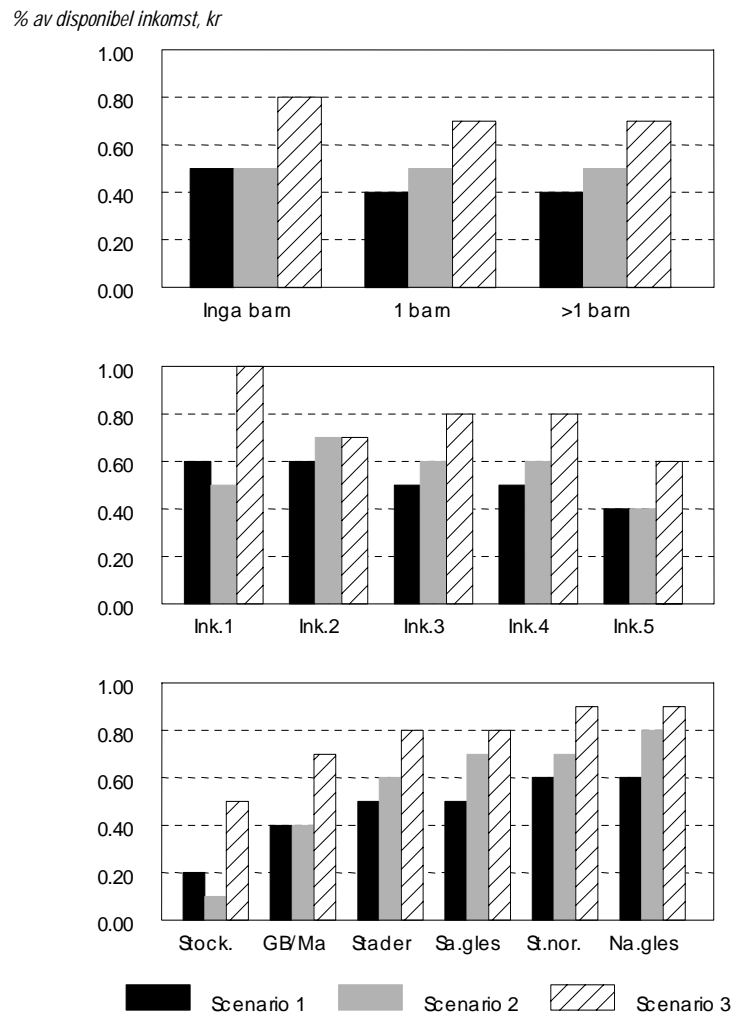


Anm.: Stock. = Stockholm, GB/Ma = Göteborg/Malmö, Stader = Större städer, Sa.gles = Södra mellanbygden, St.nor. = Större städer Norrland, Na.gles = Övre Norrland.

Sätter man kostnaderna för de olika reformerna i relation till den disponibla inkomsten, vilket återspeglar fördelningseffekten framkommer ett lite annorlunda mönster. Bland annat ser vi att hushåll utan barn i scenariot med en sänkning av den allmänna moms (scenario 1) kommer att uppleva en större kostnadsbörda än hushåll med barn. I scenariot med subventionerad kollektivtrafik är

dock reformen fördelningsmässigt neutral mellan barnhushåll och hushåll utan barn.

Figur 4.2 CV/(disponibel inkomst) för de olika scenarierna



Vad gäller fördelningseffekterna mellan olika inkomstklasser i scenario 1, ser vi att hushåll med låga inkomster kommer att bära en större börda (0,6) än höginkomsthushåll (0,4). Eftersom realinkomstförsämringarna till följd av höjningen av koldioxid-

skatten är relativt sett större för hushåll med låg disponibel inkomst kommer skattehöjningarna att medföra att inkomstfördelningen blir mindre jämn och att konsumtionsskatternas regressiva karaktär förstärks.

Studerar man de regionala fördelningseffekterna framträder samma mönster som tidigare. Det vill säga, hushåll i städer får lägre kostnader jämfört med hushåll i Norrland. I scenariot med en sänkning av den allmänna momsens kommer t.ex. ett hushåll i Stockholm att uppleva en kostnadsökning på 0,2 procent av den disponibla inkomsten medan hushåll i Norrland får en kostnadsökning på 0,6 procent.

Eftersom den genomsnittliga realinkomstförsämringen överstiger den genomsnittliga höjningen av skatteintäkterna är skattereformen effektivitetssänkande om inte hushållen värdesätter den förbättrade miljön som reformen kan ge upphov till tillräckligt högt.

Det bör dock betonas att de fördelningseffekter som uppstår egentligen inte beror på skatten i sig. Att vissa hushåll drabbas mer än andra beror på skillnader i konsumtionsmönster och anpassningsförmåga. Exempelvis betyder detta att en optimal reglering, som ger samma utsläppsreduktion har samma fördelningskaraktär.

Är då dessa fördelningseffekter ”stora”? Till och med så stora att man bör avstå att genomföra skatteförändringar av den här typen? Frågor av denna typ går naturligtvis inte att besvara inom ramen för den analys som presenteras i kapitlet. Vad som går att säga är att om de fördelningseffekter som uppstår inte är önskvärda så har vi ytterligare en ”kostnad” som vi måste beakta vid en eventuell skatteförändring. Huruvida vi kan acceptera denna ytterligare kostnad beror till stor del på vilket värde vi sätter på de eventuella miljöförbättringar som uppstår, och hur dessa fördelas. Analysen pekar på att en förändring av skatterna i den riktning som presenterats här leder till anspänningar i fördelnings- och regionalpolitiken, vilket förmodligen behöver korrigeras för på ett eller annat sätt. Ett sätt kan vara att överge kravet på ”effektivitet”, ett annat är att fördela skatteintäktsökningen på ett mer fördelningsanpassat sätt, dvs. att föra en mer aktiv fördelnings- och regionalpolitik. Sammanfattningsvis kan man säga att problemet består av att vi har två olika mål, vilka inte går att uppfylla samtidigt med endast ett medel.

4.2 Inledning

Syftet med detta kapitel är att studera de ekonomiska effekterna för svenska hushåll av en politikförändring som syftar till att minska de svenska utsläppen av koldioxid. En minskning av koldioxidutsläppen är delvis en konsekvens av de åtaganden som följer av Kyoto-protokollet (se kapitel 3, faktaruta 3.3). Särskild betoning kommer att läggas på fördelningseffekterna av en skärpning i miljö/energipolitiken. Det bör redan här betonas att vi i kapitlet inte kommer att säga huruvida de fördelningseffekter som uppstår är "acceptabla" eller inte. Sådana uttalanden kan inte göras utifrån vår analys, eftersom någon direkt "värdering" av ojämn fördelning och miljö kvalitet inte finns med. Analysen skall ses som en konsekvensanalys av olika förändringar, och därmed som ett underlag för politiskt beslutfattande.

En viktig fråga vid alla typer av utvärderingar av miljöpolitik är på vilket sätt och i vilken omfattning olika typer av hushåll påverkas av politiken. Eftersom ett syfte med miljöpolitiken är att ändra människors beteende, är det betydelsefullt att få kunskap om hur de påverkas och om hur kostnaderna och eventuella intäkter fördelas mellan olika typer av hushåll. För att studera frågor av denna typ krävs relativt detaljerad kunskap om enskilda hushålls konsumtionsbeteende. Det vill säga, kunskap krävs om hur enskilda hushåll använder sin disponibla inkomst, samt kunskap om hur individerna ändrar sitt inköpsmönster till följd av förändrade inkomster och priser. Givet att vi kan bestämma effekterna av pris- och inkomstförändringar följer, som en biprodukt, möjligheten att förutse och kvantifiera effekterna av en förändrad miljö/energipolitik.

Det instrument som vi valt för att studera effekterna av en förändrad miljö/energipolitik är en kombination av ekonomisk teori och statistisk (ekonometrisk) metodik. Utifrån ekonomisk teori formulerar vi en ekonomisk modell som sedan tillämpas på såväl hushållsdata (Hushållens utgifter (HUT) 1985, 1988 och 1992) som aggregerade kvartalsdata över privat konsumtion 1980:1 till 1997:4. Givet våra statistiska uppskattningar av efterfrågemodellens parametrar kan vi sedan studera effekterna av den förda politiken med avseende på bl.a. utsläpp och välfärdseffekter. Detta öppnar även upp möjligheten att simulera olika förändringar av miljö/energipolitiken.

I avsnitt 4.3 går vi kortfattat igenom olika typer av styrmedel och redogör för dess fördelar och nackdelar. I avsnittet redogörs även för begrepp som kostnadseffektivitet och under vilka omständigheter olika styrmedel är kostnadseffektiva. I avsnittet redogör vi även för vad som menas med samhällsekonomiska kostnader av en skatt och vad som menas med fördelningseffekter. I avsnitt 4.4 ger vi en bild av hur hushållens konsumtion utvecklats över tiden, och hur konsumtionsmönster skiljer sig åt mellan olika typer av hushåll. Den modell som ligger till grund för den empiriska analysen redogörs för i avsnitt 4.5, medan några centrala empiriska resultat redovisas i avsnitt 4.6. I avsnitt 4.7 redogör vi för de policyscenarier vi valt, samt bakgrunden för dessa. Här redogör vi även för tillvägagångssättet i simuleringarna. Resultaten av simuleringarna presenteras i avsnitt 4.8.

4.3 Miljöpolitiska styrmedel och miljöpolitikens kostnader

Ur ett politiskt perspektiv kan miljöpolitiken kondenseras till två grundläggande frågeställningar; (1) vad skall vi ha för miljömål? (2) hur styr vi mot målet? Den första frågan kan vi i princip besvara endast om vi har en uppfattning om såväl nyttan av olika nivåer på miljö kvaliteten som kostnaden för att uppnå densamma. Grovt uttryckt kan man säga att miljöpolitiken skall "skärpas" så länge som det inte "kostar mer än det smakar". Mindre grovt uttryckt bör nivån på exempelvis ett specifikt utsläpp väljas så att de samhällsekonomiska kostnaderna och intäkterna överensstämmer på marginalen. Således är det kostnaden och intäkten (nyttan) av "det sista kilot" som skall överensstämma.

De samhällsekonomiska kostnaderna för att minska utsläpp består av de resurser som måste användas.⁶¹ I fallet med t.ex. svavelutsläpp kan det vara kostnader för installation av speciell reningsutrustning, eller den merkostnad som uppstår vid produktion av lågsvavlig olja. I andra fall kan kostnaden bestå av det produktionsbortfall som uppstår till följd av att man måste minska, eller helt sluta använda, en viss insatsvara. I fallet med

⁶¹ Notera att en miljöskatt endast innebär att vi omfördelar pengar från företagen eller individer till någon annan. I slutändan "betalar" hushållen i ekonomin miljöskatten. Skattebetalningen som sådan utgör därmed ingen samhällsekonomisk kostnad för att minska utsläppen. Vi återkommer till detta senare i avsnittet.

växthusgaser (t.ex. högre koldioxidskatt) består kostnaden bl.a. av nyttobortfallet till följd av exempelvis minskad bilkörning och längre transporttider. Den samhällsekonomiska nyttan, eller intäkterna, av att minska utsläpp är ofta mycket svår att kvantifiera. De kan t.ex. bestå av förbättrade rekreativsmöjligheter och minskade sjukdomsfall. I fallet med växthusgaser består intäkterna till stor del av att risken för framtida miljökatastrofer minskar. Fallet med växthusgaser illustrerar väl svårigheterna med att värdera miljöeffekten i pengar. För att beräkna värdet av minskade utsläpp av koldioxid krävs för det första kunskap om de fysikaliska effekterna i atmosfären till följd av ökade utsläpp. För det andra krävs kunskap om vilka klimatologiska effekter förändringarna i atmosfären får. För det tredje krävs kunskap om effekterna på jorden av klimatförändringarna. Slutligen måste effekterna värderas på ett eller annat sätt. Varje länk i denna kedja är behäftad med stor osäkerhet vilket betyder att den slutliga värderingen är mycket osäker.

Det finns numer en mycket omfattande litteratur kring miljövärdering (se kapitel 3.3). Trots detta återspeglar de flesta miljömål som riksdag och regering fastställt inte någon explicit balans mellan (marginal)intäkter och (marginal)kostnader. En orsak till detta kan vara den osäkerhet som trots allt finns kring dessa värden.

Resonemangen ovan illustrerar vikten av den typ av beräkningar som vi kommer att presentera i detta kapitel. Utan den här typen av beräkningar kan vi helt enkelt inte säga något om kostnaderna för att uppnå olika miljömål, och därmed kan vi ej heller på något förnuftigt sätt avgöra om en viss vald utsläppsnivå bör implementeras, och/eller om andra åtgärder bör vidtas.

Styrmedel

Det andra huvudproblemet, valet av styrmedel, kan sägas vara att hitta de mest effektiva instrument som leder till måluppfyllelse. Vanligtvis delar man in dessa instrument i tre huvudgrupper; Ekonomiska, eller incitamentsbaserade, styrmedel, administrativa styrmedel, och informativa styrmedel. Inom respektive grupp kan ytterligare indelningar göras.

Med ekonomiska styrmedel menar vi här styrmedel där man med ekonomiska incitament försöker styra individers och företags

beteende i önskad riktning. Administrativa styrmedel är föreskrifter av olika slag och som är tvingande för målgruppen. Exempel på administrativa styrmedel är gränsvärden (kvantitativa regleringar) och teknologiska regleringar. Informativa styrmedel skiljer sig från de administrativa och ekonomiska styrmedlen genom att adressaterna inte är tvingade att vidta de åtgärder som postuleras. Adressaterna drabbas ej heller av någon form av sanktion om de inte tar till sig budskapet och förändrar sitt beteende i den önskvärda riktningen.

Miljöskatter definieras vi som en skatt vars huvudsyfte är att styra resursanvändningen i önskvärd riktning. Med detta menas att skattesatsen är direkt kopplad till det aktuella miljöproblemet. Givet denna definition på miljöskatter finns det idag i Sverige i princip endast två miljöskatter samt en miljöavgift; svavelskatten, koldioxidskatten och NO_x -avgiften. Svavelskatten är direkt kopplad till svavelinnehållet i bränslen och koldioxidskatten utgår per kg koldioxid. NO_x -avgiften är en avgift på utsläpp av kvävedioxid från större förbränningsanläggningar. Att den definieras som en avgift och inte som en skatt beror på att intäkterna återförs till de som erlägger avgiften enligt ett speciellt system som är direkt kopplat till de utsläpp man gör. Det finns en rad miljörelaterade skatter, exempelvis energiskatten, elskatten, och skatten på kväve i handelsgödsel. Anledningen till att dessa hänförs till gruppen miljörelaterade skatter är att de inte är direkt kopplade till ett specifikt miljöproblem. Exempelvis finns det inget direkt, eller i vart fall inget proportionellt, förhållande mellan gödsel-användning och exempelvis övergödning.

Ett viktigt resultat som framkommit inom den miljöekonomiska litteraturen är att en miljöskatt, eller ett system med överlåtbara utsläppsrättigheter, kommer att leda till en kostnadsminimerande fördelning av utsläppen (se exempelvis Baumol & Oates (1988)). Detta gäller oavsett vilken nivå på skatten man väljer, eller hur rättigheterna fördelas initialt. Nivån på skatten kan bestämmas utifrån ett givet miljömål, eller genom en uttrycklig beräkning av kostnader och intäkter för att reducera miljöbelastningen. Vidare innebär kostnadsminimeringsteoremet att detaljerad kunskap om företagens och individernas reduktionskostnader inte behövs för att genomföra en kostnadseffektiv minskning av utsläppen. I princip behöver man bara besluta om att varje individ/företag skall erlägga en skatt för de kvantiteter man faktiskt släpper ut. Varje företag och individ kommer att jämföra kostnaden för att

släppa ut en enhet (lika med miljöskatten) med kostnaden (eller nyttobortfallet) av att inte släppa ut denna enhet (marginalkostnaden för rening). Det blir då lönsamt för företaget/individerna att reducera utsläppen så länge som marginalkostnaden för detta är mindre än miljöskatten. Eftersom alla möter samma skatt kommer alla företag/individer att ha samma marginella reduktionskostnad. Med andra ord finns det i en sådan situation inga möjligheter att omfördela utsläppen utan att den totala kostnaden för samhället ökar. Denna fördelning av utsläpp är därmed den som minimerar kostnaderna för att uppnå den tänkta utsläppsminskningen.

Sammanfattningsvis kan man säga att ekonomiska styrmedel, om de är rätt utformade, har den egenskapen att de leder till en kostnadseffektiv fördelning av utsläppsreduktioner. Såväl en miljöskatt som sätts lika för alla, som ett system med överlåtbara utsläppsrättigheter ger en kostnadseffektiv fördelning av utsläppen. Den grundläggande skillnaden mellan ett system med överlåtbara utsläppsrättigheter och en miljöskatt är att vi med utsläppsrättigheter med säkerhet uppnår miljömålet, vilket vi inte med säkerhet gör med en miljöskatt. Å andra sidan vet vi med säkerhet vad marginalkostnaden för rening är om vi använder en miljöskatt, vilket vi inte vet om vi använder ett system med utsläppsrättigheter.

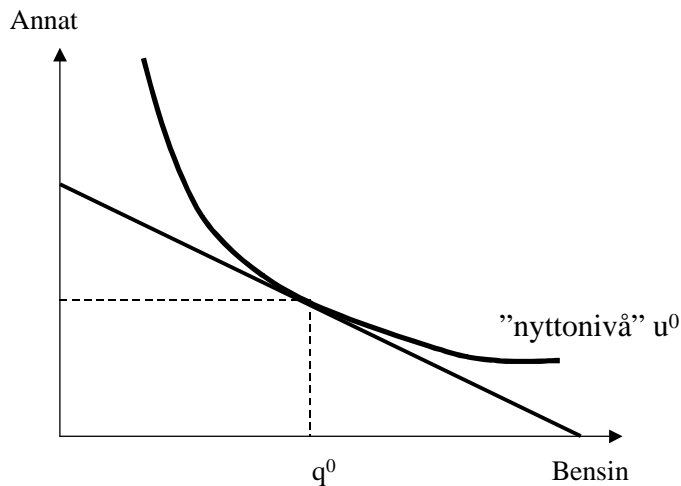
Samhällsekonomiska kostnader och fördelningseffekter

I de beräkningar som vi presenterar senare beräknas de samhällsekonomiska kostnaderna och kostnaderna för varje typ av hushåll till följd av en höjd koldioxidskatt. Vi skall i detta avsnitt förklara vad dessa kostnader egentligen består av och varför dessa kostnader kan skilja sig åt för olika typer av hushåll.

I figur 4.3 har vi illustrerat ett specifikt hushålls val av konsumtion för två olika varor. Antag att den ena varan är bensin, och den andra varan är "övriga varor". Den heldragna kurvan visar hushållets möjligheter att byta ut den ena varan mot den andra utan att nyttan (tillfredsställelsen) förändras, dvs. varje varukombination som ligger på kurvan ger samma nytta för hushållet. Kurvans läge i diagrammet visar på vilken nyttonivå man befinner sig. Desto längre ut från origo kurvan ligger, desto högre nyttonivå eftersom man konsumerar mer av båda varorna. Lutningen på den heldragna linjen i figur 4.3 visar på relativpriset mellan bensin och andra

varor. Linjens ”läge” i diagrammet bestäms av hushållets inkomst. Det betyder att hushållets ”konsumtionsmöjligheter” begränsas av den heldragna linjen.

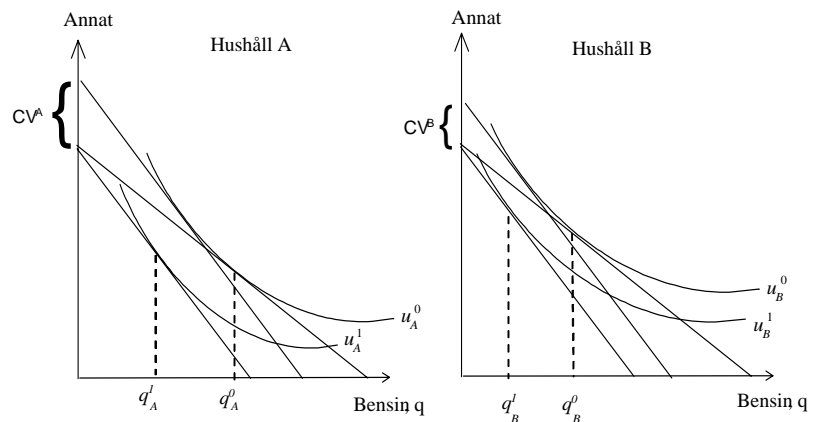
Figur 4.3 Hushållets konsumtionsval



Givet hushållets inkomst (budgetlinjens läge), relativpriset bensin/andra varor (linjens lutning), och hushållets preferenser (kurvans ”utseende”) kommer hushållet att vilja köpa q^0 enheter bensin, och spendera resterande del av inkomsten på andra varor. Detta är den varukombination som ger hushållet störst nytta, nyttonivån u^0 .

Antag nu att vi har 2 hushåll, A och B, med lika stor inkomst. Vi höjer nu koldioxidskatten och antar att detta får ett direkt genomslag i högre bensinpris. Det betyder att hushållen med sin givna inkomst inte kan köpa lika mycket bensin som tidigare, givet oförändrad konsumtion av andra varor. Med andra ord minskar hushållens konsumtionsmöjligheter, budgetlinjen ”vrids” inåt mot origo, vilket illustreras i figur 4.4. Båda hushållen kommer nu att minska konsumtionen av bensin. Hushåll A från q_A^0 till q_A^1 , och ”nyttönivån” faller från u_A^0 till u_A^1 . Med andra ord upplever hushållet en försämring av ”välfärden” till följd av skatthöjningen som är lika med skillnaden mellan u_A^0 och u_A^1 . I figur 4.4 ser vi att hushåll B tycks uppleva en mindre välfärdslust, detta beroende på andra preferenser.

Figur 4.4 Samhällsekonomisk – kostnad och fördelningseffekter av en skatt

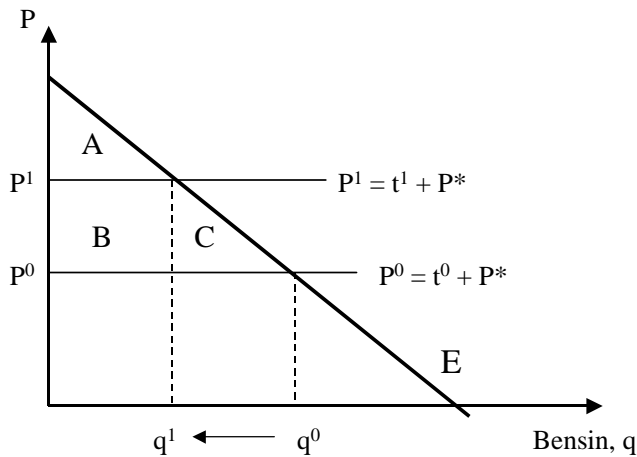


Frågan är nu hur stor denna ”välfärdsförlust” är i kronor och ören? Problemet är att vi inte direkt kan mäta skillnaden i nyttonivå i monetära termer. Ett sätt att komma runt detta problem är att i princip ställa följande fråga till respektive hushåll: Hur mycket måste vi kompensera er, i termer av ”andra varor” (pengar), efter skattehöjningen för att er nytta skall vara oförändrad? Svaret på denna fråga kan vi tolka som välfärdsförlusten mätt i kronor, vilket brukar benämnas ”kompenserande variation” (CV). I figur 4.4 illustreras detta av att den nya budgetlinjen förskjuts utåt till dess att den tangerar nyttonivåkurvan u^0 . Vi ser då att den kompensation som krävs i termer av andra varor är lika med CV^A respektive CV^B . Med detta vill vi endast illustrera att den ”kostnad” som skatten innebär är direkt kopplad till de enskilda hushållens nyttoförändringar. Vi ser också att CV^B är lägre än CV^A , dvs. hushåll B behöver inte lika stor kompensation som hushåll A. I detta enkla exempel får vi alltså fördelningseffekter pga. av att preferenserna skiljer sig åt mellan de båda hushållen. Fördelningseffekter kan också uppstå om inkomsterna skiljer sig åt.

Ett annat, och kanske mer bekant, sätt att illustrera kostnaden av en skatt är i termer av förändringar i konsumentöverskott. I figur 4.5 betecknar linjen E hushållets efterfrågan efter bensin vid olika priser på bensin. Att linjen har negativ lutning betyder att

efterfrågan minskar då priset på bensin stiger. En skatthöjning från t^0 till t^1 innebär därmed att efterfrågan minskar från q^0 till q^1 . Hushållets nyttofall blir i detta fall lika med C eller B+C beroende på om skattebetalningen går tillbaka till hushållet eller inte. Det nyttofall vi mäter på detta sätt motsvarar måttet CV i figur 4.4. Värt att notera är att även om hushållet får tillbaka hela skattebetalningen så upplever hushållet en välfärd förlust. Anledningen är att skatteåterbäringen inte fullt ut kan kompensera för den kvantitetsanpassning hushållet måste göra till följd av skatthöjningen. Genom att summera ytan C för samtliga hushåll, eller summera CV, erhåller vi samhällets totala kostnad för skatthöjningen.⁶²

Figur 4.5 Konsumentöverskott – samhällsekonomisk kostnad av en skatt



$A+B+C$ = konsumentöverskott innan skatteförändring

A = Konsumentöverskott efter skatthöjning

B = Skattebetalning, C = "nyttobortfall" efter skatteåterbäring

Utifrån dessa resonemang torde det nu vara uppenbart att olika hushåll kommer att "drabbas" olika mycket av en skatteförändring. Hur mycket man drabbas beror på vilka "preferenser" man har för bensinkonsumtion gentemot andra varor, dvs. hur nyttofunktionen i

⁶² Efterfrågekurvan i figur 4.5 kan tolkas som en s.k. "kompenserad efterfrågekurva".

figur 4.3 och 4.4 ser ut, vilket i sin tur bestämmer lutningen på efterfrågekurvan i figur 4.5. Men det beror även på hushållets inkomst, vilket bestämmer nyttokurvans "läge" i figur 4.3 och 4.4, och efterfrågekurvans läge i figur 4.5.

Sammanfattningsvis har vi här visat att en skatteförändring får implikationer på hushållens konsumtionsval, och därmed på dess upplevda välfärd. Vi har även visat att en välfärdskostnad i allmänhet uppstår även i det fall själva skattebetalningen återbetalas till hushållet, givet att nyttan av miljövinsten inte beaktas. Det mått på välfärdskostnad som redovisas i de empiriska beräkningarna senare i kapitlet är beräknade på det sätt som redovisats här.

4.4 Hushållens konsumtionsmönster

Det huvudsakliga syftet med detta kapitel är att analysera hur hushållen förändrar sitt konsumtionsmönster och de fördelningseffekter som uppstår till följd av förändringar i miljöpolitiken. Mer specifikt syftar analysen till att simulera effekterna av icke-marginella förändringar i koldioxidbeskattningen. För att uppnå detta syfte kommer vi i slutändan att estimerar en ekonomisk modell för de svenska hushållens efterfrågan på icke varaktiga varor baserad på såväl mikro- som makrodata.

I detta avsnitt skall vi ge en beskrivning av hushållens konsumtionsmönster, och framförallt beskriva skillnader mellan olika typer av hushåll. Skillnader i olika typhushålls konsumtionsmönster innebär med nödvändighet att en skatteförändring på en viss vara, eller grupp av varor, "drabbar" hushåll olika.

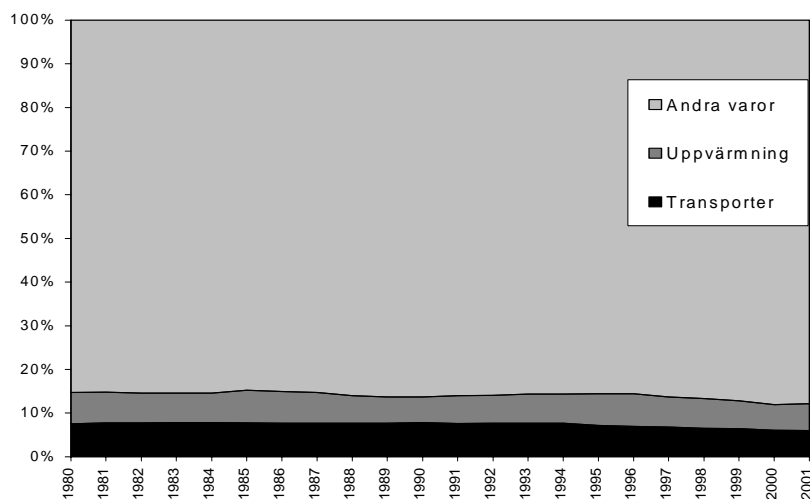
De data vi använt i den modell som presenteras längre fram är så kallade mikrodata från tre tvärsnittsstudier, samt aggregerade kvartalsdata från nationalräkenskaperna 1980 till och med 1997.⁶³ De tvärsnittsstudier som använts är Hushållens utgifter (HUT) 1985, 1988 samt 1992, vilka tillsammans innehåller konsumtionsdata för ungefär 12 000 hushåll. Eftersom vi i denna studie är intresserade av effekter av förändrad koldioxidskatt så har vi valt att fokusera på varor med högt innehåll av fossila bränslen. Den varugrupsindelning vi valt består av två huvudgrupper som

⁶³ Anledningen till att vi inte använder makrodata av senare datum är att man har övergått till att redovisa nationalräkenskaperna enligt SNA93 från och med 1999 och ej som tidigare enligt SNA68. Eftersom man ännu inte har reviderat de gamla nationalräkenskaperna på kvartalsnivå för den period som sammanfaller med de tvärsnittsstudier som vi använder, har vi valt att använda nationalräkenskapsdata klassificerade enligt SNA68.

karaktiseras av ett högt innehåll av fossila bränslen, och en huvudgrupp med lägre innehåll av fossila bränslen. Summan av de tre huvudgrupperna är hushållens totala konsumtion av icke varaktiga varor. Den första huvudgruppen är "transporter". De enskilda "varor" som ingår i denna grupp är inköpt *bensin*, utgifter på *kollektivtrafik*, samt utgifter på *andra resor än kollektivtrafik*. Den andra huvudgruppen, "uppvärmning", består av utgifter på *uppvärmning* av bostaden. I denna ingår el för uppvärmning, inköp av fjärrvärme, samt inköp av bränslen för uppvärmning. Dessa "varor" karakteriseras av ett högt energiinnehåll, vilket betyder att det pris konsumenten betalar för dessa påverkas signifikant av koldioxidskatten.

I figur 4.6 redovisas de olika huvudgruppernas andel av de totala utgifterna på icke varaktiga varor 1980 till 2001.

Figur 4.6 Konsumtion av "transporter", "uppvärmning" och "andra varor". Andelar av totala utgifter på icke varaktiga varor

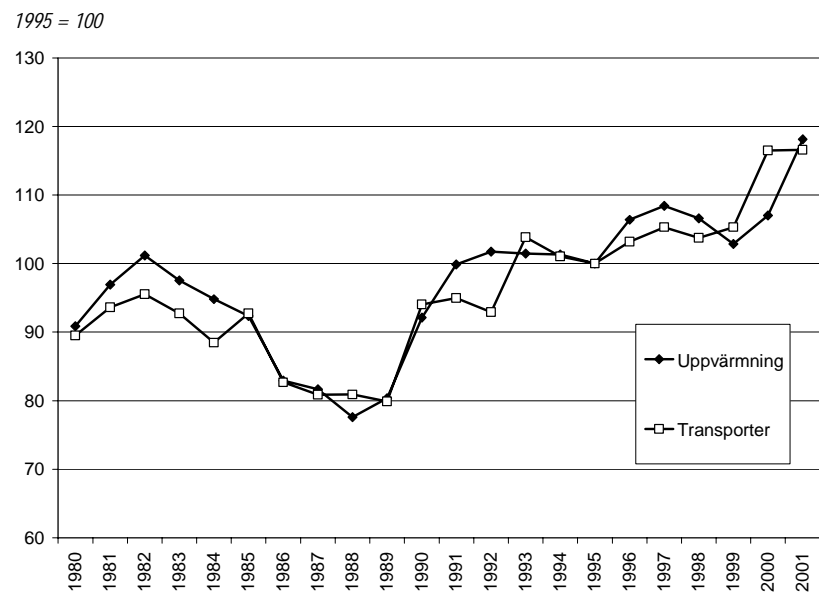


Källa: SCB Nationalräkenskaperna.

Från figur 4.6 framgår det att cirka 15 procent av de totala utgifterna går till konsumtion av transporter och uppvärmning. Från figuren framgår det också att andelarna varit tämligen stabila över tiden. Det senare är speciellt intressant i skenet av figur 4.7.

I figur 4.7 redovisas priset (index) på transporter och uppvärmning, relativt priset på "andra varor". I figur 4.7 framgår det tydligt att det skett en kraftig relativprisförändring mellan transporter/uppvärmning och övriga varor. Jämfört med 1980 är priset på transporter och uppvärmning år 2001 cirka 30 procent högre. Dvs., trots relativt kraftiga relativprisförändringar så är utgiftsandelarna i stort sett oförändrade. En möjlig tolkning av detta är att "priselasticiteten" för transporter och uppvärmning är lika med minus 1. Dvs., om priset på exempelvis transporter stiger med 10 procent så minskar konsumtionen också med 10 procent, vilket innebär att utgiftsandelen är oförändrad.

Figur 4.7 Prisutveckling på transporter och uppvärmning, relativt "andra varor"



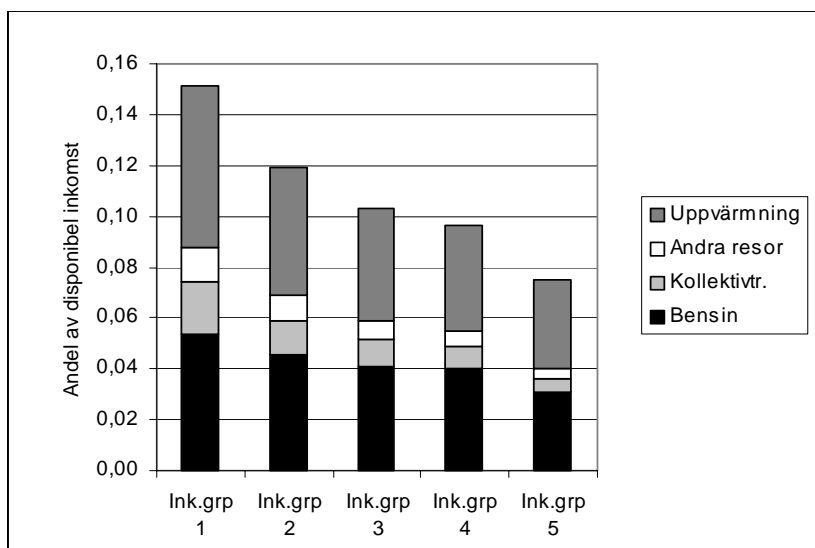
Källa: SCB, Nationalräkenskaperna.

Figur 4.6 och 4.7 visar utvecklingen över tiden på aggregerad nivå. För att få en uppfattning om hur konsumtionsmönster skiljer sig åt mellan olika typhushåll redovisar vi i figur 4.8 och 4.9 de olika varornas andel av disponibel inkomst för olika typhushåll.

I figur 4.8 redovisas hushållens utgiftsandelar på de olika energiintensiva varorna. Stapeln ”Ink.grp 1” visar utgiftsandelarna för hushåll med de lägsta inkomsterna, medan Ink.grp 5 är den ”rikaste” femtedelen av hushåll.

Som vi kan se i figur 4.8. finns ett tydligt mönster. För hushållen med lägst inkomst går cirka 15 procent av den disponibla inkomsten till energivaror, medan hushåll med den högsta inkomsten spenderar cirka 7 procent av den disponibla inkomsten på dessa varor. Mönstret går igen för samtliga enskilda energivaror, men är mest tydligt för uppvärmning och bensin. Konsumtionsmönstret i figur 4.8 betyder exempelvis att en höjning av koldioxidskatten kommer att kosta mer för låginkomsthushållet än för höginkomsthushållet, sett i relation till disponibel inkomst, dvs. konsumtionsmönstret antyder att koldioxidskatten är regressiv.

Figur 4.8 Konsumtion av energivaror som andel av disponibel inkomst för hushåll i olika inkomstgrupper år 1992

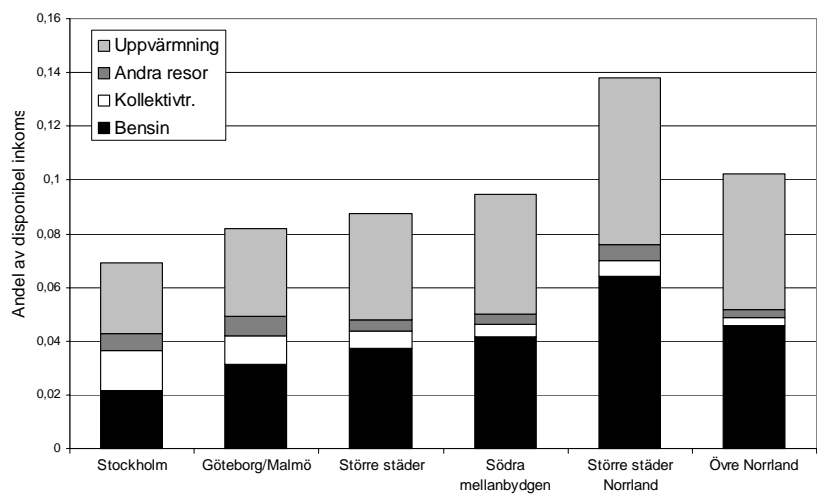


Källa: SCB, HUT 92.

I figur 4.9 redovisas utgiftsandelar för hushåll i olika regioner. Vi ser att ett hushåll i Stockholm använder cirka 7 procent av sin

disponibla inkomst till energivaror, medan ett norrlandshushåll använder 10-14 procent av inkomsten till dessa varor. Även här är skillnaderna störst för bensin och uppvärmning. Av naturliga skäl använder hushåll i storstäderna större del av sin inkomst till kollektivtrafik än i övriga landet. Det regionala konsumtionsmönstret innebär därmed att effekten på hushållens ekonomi av höjda energiskatter eller höjd koldioxidskatt kommer att bli olika i olika delar av landet. En höjning kommer att kosta hushåll i glesbygd mer, sett som andel av disponibel inkomst, än för hushåll i storstadsregionerna.

Figur 4.9 Konsumtion av energivaror som andel av disponibel inkomst för hushåll i olika regioner år 1992



Källa: SCB, HUT 92.

Sammanfattningsvis visar beskrivningen av hushållens konsumtionsmönster på två viktiga saker. För det första har utgiftsandelarna på energivaror varit relativt konstant över tiden, samtidigt som vi kan observera relativt kraftiga prisförändringar över tiden. En möjlig tolkning av detta är att konsumtionen av dessa varor påverkas negativt av högre konsumentpriser. Om detta inte vore fallet borde vi ha observerat allt högre utgiftsandelar över tiden. En konsekvens av den negativa prispåverkan är att miljöskatter, som exempelvis koldioxidskatten, har de effekter man

vill uppnå, dvs. minskad konsumtion. Den andra viktiga observationen är att hushållens konsumtionsmönster skiljer sig åt beroende på bl.a. inkomst och var i landet man bor. Detta betyder i sin tur att koldioxidskatten har fördelningseffekter.

I resterande del av kapitlet redovisas en mer formell analys av hushållens konsumtion. Den modell vi kommer att använda innebär att vi kan uppskatta hur prisförändringar, p.g.a. exempelvis höjda skatter, påverkar konsumtionen, och hur detta påverkar olika typhushåll.

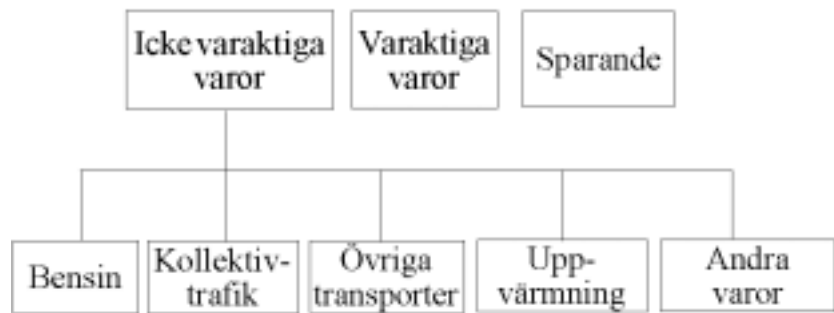
4.5 Modell och metod

Som redan påpekats är det huvudsakliga syftet med detta kapitel att empiriskt analysera hur hushållen förändrar sitt konsumtionsmönster och de fördelningseffekter som uppstår till följd av förändringar i miljöpolitiken. För att uppnå detta har vi med befintliga konsumtionsdata uppskattat de svenska hushållens efterfrågan på icke varaktiga varor, och hur denna efterfrågan påverkas av pris och/eller inkomstförändringar.

I den modell vi använder antas nyttomaximerande (kostnadsminimerande) hushåll, där hushållen antas fatta sina konsumtionsbeslut i två steg, se figur 4.10. I ett första steg antas hushållet fatta beslut om hur mycket det ska spendera på icke varaktiga varor och hur mycket det ska spendera på varaktiga varor inklusive sparande. I det andra steget fördelar hushållet sina utgifter för icke varaktiga varor på de enskilda varorna eller varugrupperna.

De data vi använt för att uppskatta parametrarna i modellen är de som delvis beskrivits i avsnitt 4.3, dvs. mikrodata från tre tvärsnittsstudier (HUT 1985, HUT 1988 och HUT 1992) samt aggregerade kvartalsdata från nationalräkenskaperna 1980:1 till 1997:4.

Figur 4.10 Modellstruktur



I modellen är utgifterna för de enskilda varorna specificerade som en funktion av varans eller varugruppens eget pris, priserna för de övriga varorna samt de totala utgifterna som hushållet har för icke varaktiga varor. Den modellansats som vi valt inkluderar utgifterna såväl linjärt som kvadratisk för att kunna ta hänsyn till att konsumtionsmönstret kan skilja sig åt mellan olika hushåll beroende på inkomst eller utgiftsnivå (se Banks, Blundell, & Lewbel, 1997). Till exempel kan en vara som övriga transporter, vilken bland annat består av fritidsresor, vara en lyxvara för hushåll med låga inkomster/utgifter medan den kan vara en nödvändighetsvara för hushåll med höga inkomster/utgifter. Den modellansats som vi valt medför även att vi kan beräkna hur efterfrågan kommer att förändras vid förändringar i priset på den egna varan eller effekten av en prisökning på en annan vara i efterfrågesystemet.

Vid skattningarna på mikrodata har olika hushållsegenskaper som antal hushållsmedlemmar, antal barn i olika åldrar, bostadsregion och åldern för den äldsta personen i hushållet inkluderats i efterfrågefunktionen. Anledningen är att dessa hushållsegenskaper kan ha en stor påverkan på hushållets preferenser för olika varor.

De olika typer av data som vi använder oss av i denna studie kan sägas bidra med olika saker i analysen. Medan mikrodata utgör en utmärkt källa för att studera olika hushållskategorier som t.ex. låginkomst- och höginkomsthushåll, hushåll med och utan barn, utgör de en sämre källa för att studera effekterna av förändringar i priserna eftersom vi bara har tillgång till tre tvärsnittsundersökningar. För att få mer precisa skattningar av prisseffekterna har vi därför valt att även skatta den ekonomiska modellen på

aggregerade tidseriedata. Skattningarna för priseffekterna från mikro och makromodellen har sedan kombinerats för att användas i simuleringsmodellen.

För en utförligare beskrivning av den ekonometriska modellen hänvisar vi till Appendix 4.A och Brännlund & Nordström (2002).

Som vi redan diskuterat i avsnitt 4.4 finns det vissa skillnader i konsumtionsmönstret mellan hushåll i olika regioner och mellan olika inkomstgrupper. Bland annat framgår att hushåll i Stockholm generellt sett har en lägre utgiftsandel för bensin än hushåll i övriga regioner, medan de har en större utgiftsandel för kollektivtrafik. Det framgår också att hushåll utanför de tre storstäderna Stockholm, Göteborg och Malmö, generellt sett har en större utgiftsandel för uppvärmning.⁶⁴

4.6 Modellresultat

De empiriska modellresultaten för de enskilda varugrupperna visas i detalj i appendix 4.B. I tabell 4.1 redovisas utgiftselasticiteterna för olika varugrupper, dvs. den procentuella förändringen i konsumtion på en viss varugrupp när de totala utgifterna för icke varaktiga varor ökar med en procent.⁶⁵ Utgiftselasticiteterna ger därmed en fingervisning om hur mycket efterfrågan på olika varor kommer att förändras vid en inkomstökning, eller när de totala utgifterna ökar, när priserna hålls oförändrade.⁶⁶

Utgiftselasticiteten och därmed kvantitetsförändringen är minst för uppvärmning (0,19) och högst för övriga transporter (2,85). Bensin och kollektivtrafik med utgiftselasticiteter på 0,59 respektive 0,49 samt uppvärmning är därmed att betrakta som nödvändighetsvaror eftersom utgiftselasticiteterna är mindre än ett. Övriga transporter med en utgiftselasticitet större än ett är däremot en lyxvara. Utgiftsandelen för övriga transporter kommer således att öka med stigande inkomster/utgifter.

Utgiftselasticiteterna sammanfaller rätt väl med de utgiftselasticiteter som redovisas i Brännlund (1997). I Brännlund (1997) skattas en modell som är linjär i utgifterna på aggregerade data för

⁶⁴ Det bör dock poängteras att en större andel av uppvärmningskostnaderna för hushåll i Stockholm, Göteborg och Malmö kan vara inkluderade i hyran och därför underskattas i HUT.

⁶⁵ För en matematisk beskrivning av elasticitetsberäkningarna hänvisar vi till Appendix 4.A.

⁶⁶ De utgiftselasticiteter som presenteras i tabell 4.1 utgör medelvärdet för samtliga hushåll i de tre tvärsnittsundersökningarna.

svensk privat konsumtion.⁶⁷ Baserat på samma modelltyp som Brännlund (1997) estimerar Hansson-Brusewits (1997) utgiftselasticiteter för bensin och kollektivtrafik på 0,22 respektive 0,90 på tvärsnittsdata (HUT 1992).

Tabell 4.1 Utgiftselasticiteter för varugrupperna

<i>Bensin</i>	<i>Kollektivtrafik</i>	<i>Övriga transporter</i>	<i>Uppvärmning</i>	<i>Andra varor/tjänster</i>
0,59	0,49	2,85	0,19	1,04
(0,20)	(0,18)	(1,20)	(0,34)	(0,03)

Anm.: Standardavvikelser inom parantes

Tabell 4.2 visar de ”okompenserade” egenpris- och korspriselasticiteterna, dvs. den procentuella förändringen i efterfrågan på en viss vara när priset på samma vara eller någon annan vara ökar med en procent, samtidigt som priset på övriga varor och de totala utgifterna hålls konstanta. I exemplet med bensinefterfrågan i avsnitt 4.3 kan egenpriselasticiteten även uttryckas med nedanstående formel där kvantitetsförändringarna är hänförliga till figur 4.4.

$$\text{Egenpriselasticitet (bensin)} = \frac{\Delta q(\text{bensin})}{\Delta p(\text{bensin})}$$

$\Delta q(\text{bensin})$ = Procentuell förändring i efterfrågan på bensin

$\Delta p(\text{bensin})$ = Procentuell förändring i priset på bensin

På motsvarande sätt kan vi också skriva ”korspriselasticiteten” mellan två olika varor på följande sätt, där vi i likhet med figur 4.4 kallar den andra varan för ”annat”.

$$\text{Korspriselasticitet ("annat"/bensin)} = \frac{\Delta q(\text{annat})}{\Delta p(\text{bensin})}$$

$\Delta q(\text{annat})$ = Procentuell förändring i efterfrågan på ”annat”

$\Delta p(\text{bensin})$ = Procentuell förändring i priset på bensin

⁶⁷ Den största skillnaden finns i utgiftselasticiteten för uppvärmning, där Brännlund (1997) redovisar en utgiftselasticitet på 0,77.

I likhet med tidigare diskussion återspeglar således storleken på elasticiteterna hushållens preferenser. Där en större elasticitet indikerar en större efterfrågeförändring. Hur hushållen väljer att substituera mellan olika varor, det vill säga hur utbytbara hushållen upplever att varorna är, avspeglas i korspriselasticiteterna. Ju större positiv korspriselasticitet man finner desto större är substituerbarheten.

I tabell 4.2 visar diagonalen egenpriselasticiteterna, medan värdena utanför diagonalen utgör korspriselasticiteterna. Tabellen läses på följande sätt. Om exempelvis priset på bensin stiger med 10 procent minskar efterfrågan på bensin med 9,7 procent. Bensinprisökningen leder i sin tur till en viss substitution mot kollektivtrafik (kolumn 1, rad 2) där efterfrågan ökar med 0,6 procent.

Om i stället priset på kollektivtrafik ökar med 10 procent kommer egenpriset effekten att minska efterfrågan på kollektivtrafik med 10,1 procent. Det ökade priset på kollektivtrafik medför även en substitution mot ökat bilåkande, då efterfrågan på bensin ökar med 0,3 procent (rad 1, kolumn 2).

Av tabellen framgår att övriga transporter har den högsta priskänsligheten med en egenpriselasticitet på -1,35, medan uppvärmning har den lägsta priskänsligheten med en egenpriselasticitet på -0,65. Tabellen visar också att substitutionselasticiteterna mellan de fyra varugrupperna med stort energiinnehåll är relativt små, samt att efterfrågan på övriga transporter kommer att minska oberoende av vilket pris som höjs. Att korspriselasticiteterna blir stora när priset på varugruppen andra varor ändras med en procent, beror på att budgetandelen för andra varor är stor.

I avsnitt 4.4 fann vi att utgiftsandelarna varit relativt konstanta över tiden, och att detta indikerade på en priselasticitet runt minus ett. Resultaten här styrker detta.

Tabell 4.2 Okompenserade priselasticiteter

	<i>Bensin</i>	<i>Kollektivtrafik</i>	<i>Övriga transporter</i>	<i>Uppvärmning</i>	<i>Andra varor</i>
Bensin	-0,970	0,030	0,080	-0,02	0,30
Kollektivtrafik	0,060	-1,010	-0,060	0,09	0,43
Övriga transporter	-0,030	-0,080	-1,350	-0,07	-1,37
Uppvärmning	0,030	0,030	0,030	-0,65	0,43
Andra varor	-0,004	-0,001	0,004	-0,02	-1,02

Anm.: Priselasticiteterna är medelvärden för samtliga hushåll i de tre tvärsnittundersökningarna.

Jämfört med de priselasticiteter som redovisas i Brännlund (1997) är priselasticiteterna i denna studie relativt höga. I Brännlund (1997) redovisas egenpriselasticiteter för bensin, kollektivtrafik och övriga transporter på -0,13, -0,26 respektive -0,56. I en sammanställning av ett flertal studier fann Goodwin (1992) en genomsnittlig långsiktig egenpriselasticitet för bensin på -0,84 för studier baserade på tvärsnittsdata och -0,71 för studier baserade på tidsseriedata. Baserat på svenska data redovisar Jansson och Wall (1994) en kortsiktig egenpriselasticitet för bensin på -0,21 och en långsiktig egenpriselasticitet på -0,71. Liknande resultat finns i Franzén (1994). Eftersom vi tolkar våra elasticiteter som långsiktiga, förefaller dock inte priselasticiteten för bensin som anmärkningsvärt hög i jämförelse med dessa studier.

4.7 Modellsimuleringar

Syftet med detta avsnitt är att simulera olika typer av skatteförändringar. Som redan påpekats så anger pris- och utgiftselasticiteterna vad som händer av en mycket liten, eller marginell, förändring av ett pris eller i de totala utgifterna, allt annat lika. Elasticiteterna visar dock inte på ett korrekt sätt effekterna av större förändringar i flera priser, vilket komplicerar analysen. Den efterfrågemodell som beskrevs i avsnitt 4.5 lämpar sig däremot väl för att studera effekterna av en förändrad koldioxidbeskattning. För det första är koldioxidskatten huvudsakligen en skatt på fossila bränslen, vilket betyder att den inte bara drabbar en enskild vara, utan alla typer av varor som innehåller fossila bränslen. En förändring i koldioxidbeskattningen

kommer naturligtvis att påverka konsumentpriset på bensin. Men fossila bränslen ingår även som primära energikällor för uppvärmning, både som insatsvara i fjärrvärmeverk och direkt hos det enskilda hushållet. Det är således viktigt att man utgår från ett efterfrågesystem som tar hänsyn till såväl egenpris- som korspriserseffekter.

För det andra kommer en relativt stor skatteförändring att påverka hushållens reala inkomst. Eftersom detta i sin tur påverkar hushållets allokering av utgifterna krävs också ett konsistent efterfrågesystem som beaktar denna effekt. I den modell vi använder här inkluderas även icke-linjära utgifts (inkomst) effekter, vilket kan vara av betydelse när man vill studera större förändringar i skattesystemet, och när olika scenarier med ekonomisk tillväxt studeras. Här har vi valt att studera tre skatteintäktsneutrala scenarier som alla utgår från en fördubbling av koldioxidskatten:

Scenario 1: En fördubbling av koldioxidskatten och en sänkning av den allmänna mervärdesskatten (momsen).

Scenario 2: En fördubbling av koldioxidskatten och en sänkning av momsens på kollektivtrafik.

Scenario 3: En fördubbling av koldioxidskatten och en sänkning av inkomstskatten.

Motivet för valet av just dessa scenarier är att de liknar scenarier från andra studier, vilket underlättar jämförelser. Dessutom överensstämmer scenarierna relativt väl med de diskussioner och förslag som förekommit i olika utredningar inom området. I Klimatkommitténs betänkande, SOU 2000:23, analyserades liknande scenarier. Anledningen till just en fördubbling av koldioxidskatten är att vid en sådan förändring börjar vi närma oss Riksdagens mål vad avser koldioxidutsläpp.

Avgörande för hur punktskatterna på olika typer av energi kommer att påverka konsumtionen av t.ex. fjärrvärme och kollektivtrafik är i vilken utsträckning producenterna av dessa varor kan övervältra skatten framåt mot konsumenterna. I simuleringarna antar vi att hela effekten av en punktskattehöjning övervältras på hushållen. Det vill säga höjd skatt på insatsvarorna leder till högre pris på slutprodukten. Om exempelvis tio procent av fjärrvärmens framställs från olja så leder, med detta antagande, ett

tio procent högre oljepris till en prishöjning på fjärrvärme med en procent.

Gällande produktionen av fjärrvärme så antar vi att två punktskattebelagda varor används, olja och el. I simuleringarna som görs i denna rapport ändras dock bara punktskatten för koldioxid, varför punktskatten på el kommer att vara oförändrad. Vidare antar vi att olja och el vardera står för 10 procent av energivarorna i fjärrvärmeproduktionen (Energiläget i siffror, STEM). För kollektivtrafik finns inga uppgifter om energiinnehållet i produktionen, vilket är en försvårande omständighet. För kollektivtrafiken har vi därför antagit att energiskattens och CO₂ skattens värde motsvarar 20 procent av producentpriset. För ”övriga transporter” har vi antagit ett värde på 30 procent.

Skattesystemet 1998 utgör basen för simuleringarna

I simuleringarna utgår vi från de skattesatser som gällde 1998 eftersom dataserien på makronivå slutar 1997. För att studera effekterna på hushållsnivå använder vi den sista tvärsnittsstudien, HUT 1992. Dessa utgifter har dock multiplicerats med ökningen i privat konsumtion från 1992 till 1998, och utgör hushållens utgifter före skatteförändringen.

I tabell 4.3 redovisas skattesatserna i referensfallet. Som framgår av tabellen uppgick energi- och koldioxidskatten, t^e , på bensin till 223 procent av producentpriset 1998. Koldioxidskatten, t^{co_2} , på bensin uppgick till 43 procent av producentpriset. För el som inte har någon koldioxidbeskattning uppgick energiskatten till 31 procent av producentpriset. Energi- och koldioxidskatten på olja uppgår i referensfallet till 124 procent av producentpriset, där enbart koldioxidskatten uppgår till 73 procent av producentpriset. t^o utgör den moms nivå som gällde för de olika varugrupperna i referensfallet.

Kolumn 4 och 5 redovisar effekterna av en fördubbling av CO₂ skatten. Från tabell 4.3 ser vi att fördubblingen av CO₂ skatten medför att den implicita koldioxidskatten på bensin ökar från 0,43 till 0,86, vilket i sin tur medför att den totala implicita skatten på bensin ökar från 2,23 till 2,65. Från kolumn 5 ser vi att detta leder till att bensinpriset ökar med 13 procent. Fördubblingen av koldioxidskatten medför att man kan sänka den allmänna momsen med 2 procent, från 25 till 24,5 procent. Detta visar tydligt på

problemet med att ersätta en bred skatt som momsens med en smal skatt.

Tabell 4.3 Baspriser och skatter (1998), samt prisförändringar i scenario 1

<i>Vara</i>	t^0	τ^0	$\tau_{CO_2}^0$	τ^1	$\Delta p/p$
Bensin	0,25	2,23	0,43	2,65	0,130
El	0,25	0,31		0,31	-0,004
Olja	0,25	1,24	0,73	1,96	0,320
Kollektivtrafik	0,12	0,20 ^a	0,06 ^a	0,26	0,050
Övriga resor	0,12	0,30 ^a	0,10 ^a	0,40	0,080
Fjärrvärme	0,25	0,16 ^b	0,07 ^b	0,23	0,030
Uppvärmning					0,030 (0,07) ^c
Stone's pris index					0,006 (0,009) ^c

^a Eftersom vi saknar uppgifter om insatsvarorna för dessa tjänster har vi antagit dessa värden.

^b 1997 bestod cirka 10 procent av insatsvarorna för fjärrvärme av olja och cirka 10 procent av el. Vi erhåller således $\tau^0 = 0,1 * 1,24 + 0,1 * 0,31$. Övriga insatsvaror i fjärrvärmeproduktionen beskattas ej.

^c Standardavvikelse inom parentes.

$\Delta p/p$ = procentuell förändring.

t^0 = moms.

τ^0 = punktskatternas (energi- och CO₂-skatt) andel av produktionspriset före skatteförändringen.

τ^1 = punktskatternas andel av producentpriset efter skatteförändringen.

Reformen medför vidare att konsumentpriset på olja stiger med 32 procent, medan priset på el sjunker med 0,4 procent till följd av den lägre momsens och det faktum att det inte är någon koldioxidskatt på el. Prisökningen på fjärrvärme är relativt liten (3 procent) till följd av att enbart 20 procent av de primära energiinsatsvarorna i produktionen utgörs av punktskattbelagda varor. Effekten på den allmänna prisnivån eller konsumentprisindex (här mätt som Stone's prisindex) uppgår till cirka 0,6 procent. Att effekten på konsumentprisindex inte blir större beror på att de genomsnittliga budgetandelarna för energivaror är små.

Kvantitetsförändringar och välfärdsmått

I de simuleringar som vi presenterar kommer analysen bland annat att fokusera på den procentuella förändringen i real konsumtion, det vill säga kvantitetsförändringen i efterfrågan, av de olika varugrupperna. Vi redovisar även total förändring i skattebetalning och procentuell förändring i betalning av indirekta skatter samt den välfärdskostnad som uppstår för olika hushållskategorier. Välfärds-kostnaden definieras här som den summa pengar hushållet måste ersättas med för att uppnå samma nytta som före skattereformen (se avsnitt 4.2). Vi har därför beräknat den summa pengar som hushållet måste erhålla efter reformen för att det ska uppnå samma nytta som före reformen, en s.k. kompenserad förändring (CV).

I appendix 4.D visas hur kompensationsmättet beräknats. Detta belopp är ett mått på den välfärdsförlust som reformen ger upphov till för hushållet, under förutsättning att de extra konsumtions-skatter som hushållet får betala till följd av reformen inte återbetalas till hushållet. Skillnaden mellan CV och de extra konsumtionsskatter som hushållet får betala, visar hur över-skottsördan som konsumtionsskatterna förorsakar förändras till följd av skattereformen. Om detta belopp är positivt kan en återbetalning av de extra skatteintäkter som reformen ger upphov till inte fullt ut kompensera hushållet, vilket innebär att reformen kan leda till försämrad samhällsekonomisk effektivitet.

En extra inkomstkrona kan förmodas ge upphov till en större välfärdsvinst för ett hushåll med låg levnadsstandard än för ett hushåll med hög levnadsstandard. För att beakta detta har den kompensation som krävs för att hushållet ska uppnå samma nytta som före reformen satts i relation till hushållets disponibla inkomst. Om en skattereform medför att den relativa inkomstförsämringen (CV/disponibel inkomst) är lika stor för olika inkomstgrupper kan reformen sägas vara fördelningsmässigt neutral. I simuleringarna beaktar vi fem olika inkomstklasser, s.k. kvintiler, baserade på hushållets disponibla inkomst. De hushåll som faller inom den femtedel av hushållen med lägst disponibel inkomst benämns i simuleringarna som "lägsta".

Nedan kommer vi först att diskutera effekterna av de olika reformerna var för sig, i sammanfattningen gör vi sedan en jämförelse mellan de olika alternativen.

4.7.1 Fördubbling av koldioxidskatten och sänkning av den allmänna momsen

I tabell E1 i appendix redovisas resultaten i detalj från ett skatteintäktsneutralt scenario med en fördubbling av koldioxidskatten och en sänkning av momsen från 25 till 24,5 procent. Förändringen innebär att bensinkonsumtionen minskar med cirka 10 procent för samtliga hushållskategorier. Det vill säga, oberoende av om vi studerar hushåll med olika inkomst, bostadsort eller antal barn finner vi att de kommer att minska sin bensinefterfrågan med ungefär 10 procent.

Efterfrågan på kollektivtrafik kommer att minska med mellan 3,8 och 4,7 procent för hushåll boende i Stockholm, Göteborg/Malmö och större städer, medan efterfrågeförändringen för hushåll i glesbygden och i Norrland blir mindre. Studerar vi förändringen i efterfrågan på kollektivtrafik för olika inkomstnivåer framkommer inget klart mönster mellan olika inkomstklasser. För hushåll med och utan barn finner vi en något större efterfrågeförändring för hushåll utan barn (-4,1 procent) jämfört med barnhushåll som minskar sin efterfrågan med mellan 3,1 och 3,8 procent.

För övriga transporter framkommer ett relativt klart mönster med större efterfrågeförändringar ju högre disponibel inkomst hushållet har. Från tabellen framgår också att barnfamiljer kommer att förändra sin konsumtion av övriga transporter i större utsträckning än hushåll utan barn. Detsamma gäller för hushåll i glesbygden och större städer i Norrland i jämförelse med hushåll i större städer, Stockholm och Göteborg/Malmö, även om skillnaden i detta fall är mindre.

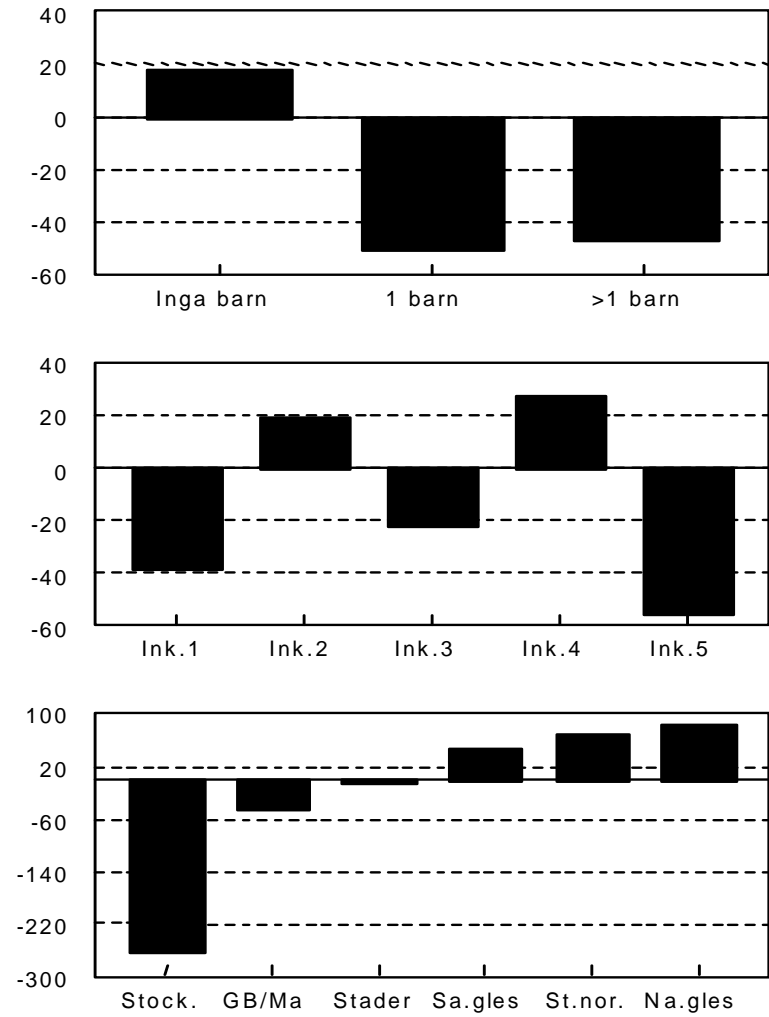
Kvantitetsminskningen i efterfrågan på uppvärmning är minst till följd av den låga priskänsligheten för denna varugrupp och uppgår i allmänhet till mellan 1,0 och 1,7 procent, med en något större anpassning i efterfrågan av hushåll med höga inkomster.

I figur 4.11 sammanfattas effekterna på den totala skattebetalningen för olika hushåll (se tabell E1 för detaljer). Hushåll i Stockholm kommer att få en minskning i de totala skatteutgifterna med 261 kronor. Hushåll i Göteborg/Malmö och större städer kommer även de att minska sina skatteutgifter även om beloppet för hushåll i dessa regioner är mindre än för hushåll i Stockholm. För hushåll i glesbygden och i Norrland kommer reformen att leda till ökade skatteutgifter. Störst ökning i skatteutgifterna (82 kronor) får hushåll i norra glesbygden. Hushåll utan barn

kommer att betala mindre i skatt efter reformen medan barnhushåll kommer att öka sin skattebetalning med cirka 50 kronor. Ser vi på effekterna för hushåll i olika inkomstklasser framkommer inget klart mönster. I absoluta tal är dock effekterna i samma storleksordning som för hushåll med och utan barn och mindre än de effekter som finns mellan hushåll i olika regioner.

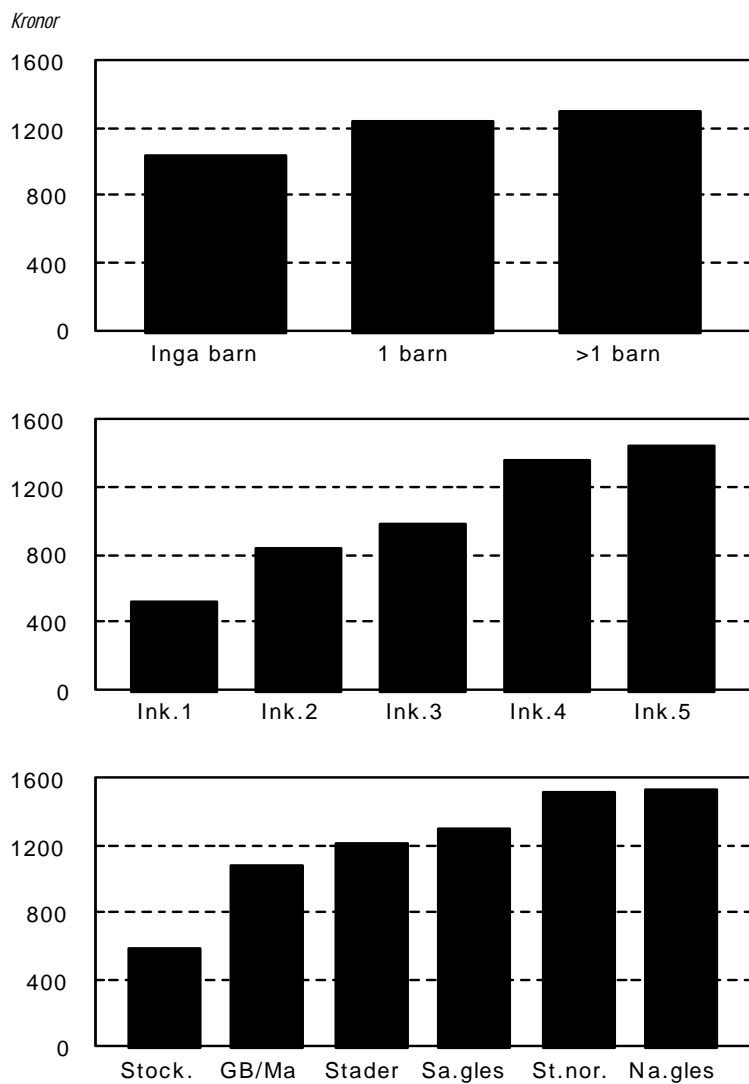
Figur 4.11 Förändring i skattebetalning, scenario 1

Kronor



Studerar vi välfärdsförlusten i form av kompensationsmättet CV framkommer ett tydligt mönster mellan de olika hushållskategorierna. Som framgår av figur 4.12 är välfärdsförlusten i kronor minst för hushåll med de lägsta inkomsterna, 523 kronor, och stiger sedan med ökande inkomster till 1 451 kronor för hushåll med de högsta inkomsterna.

Figur 4.12 Välfärdseffekt av scenario 1, CV, kronor



I figur 4.12 framgår även att barnhushåll kräver en större kompensation (1 246–1 300 kronor) än hushåll utan barn (1 037 kr) för att uppnå samma ”nytta” efter reformen som före reformen. Sätter vi CV-måttet i relation till disponibel inkomst, figur 4.13, ser vi dock att hushåll utan barn bär en större kostnad än barnhushåll.

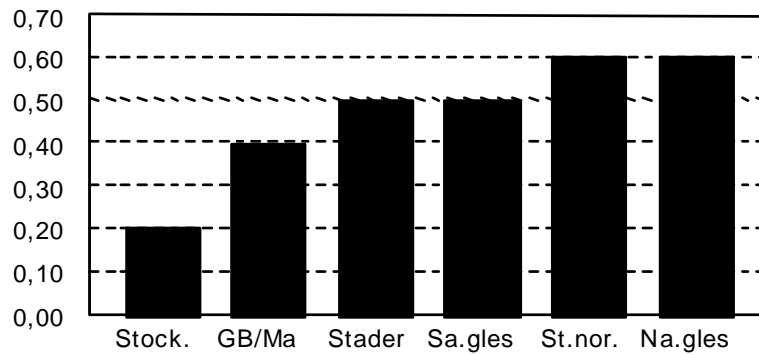
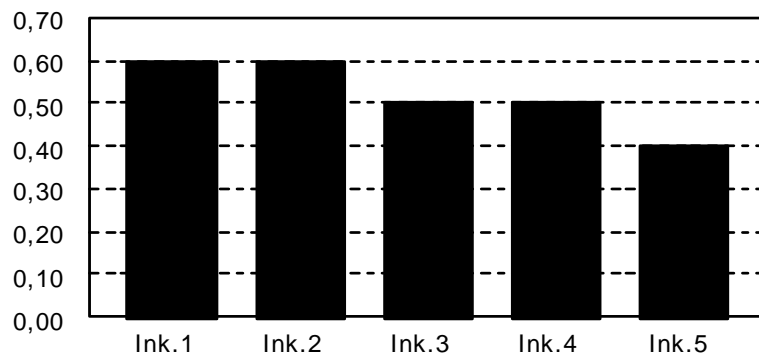
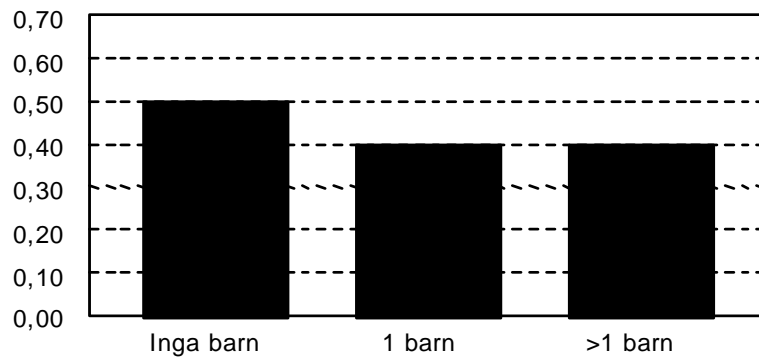
Studerar vi effekterna ur ett regionalt perspektiv framgår att hushåll som bor i Stockholm har den minsta välfärdsförlusten i CV termer med 589 kronor. För hushåll boende i Göteborg/Malmö och större städer uppgår välfärdskostnaden till 1 087 kronor respektive 1 209 kronor. Störst välfärdsförlust upplever hushåll boende i Norrlands större städer och i norra glesbygden med en välfärdsförlust på cirka 1 530 konor.

Beaktar vi inkomstfördelning och sätter välfärdsförlusten i relation till den disponibla inkomsten ser vi dock att bilden blir annorlunda, framförallt mellan låg- och höginkomst hushåll.

I figur 4.13 framgår det att hushåll med låga inkomster kommer att erhålla en större välfärdsförlust/kostnad än hushåll med höga inkomster. Denna typ av skatteneutral reform kommer således att förstärka konsumtionsskatternas regressiva karaktär och medföra att inkomstfördelningen blir mindre jämn. I figur 4.13 ser vi också att hushåll i Stockholm kommer att bära den lägsta kostnaden och hushåll i den norra delen av Sverige kommer att bära den högsta kostnaden.

Figur 4.13 Välfärdseffekt av scenario 1, CV, i procent av disponibel inkomst

Procent av disponibel inkomst



4.7.2 Fördubbling av koldioxidskatten och sänkning av momsen för kollektivtrafik

I detta avsnitt belyser vi effekterna av en skatteintäktsneutral reform som innebär en fördubbling av koldioxidskatten och en sänkning av momsen på kollektivtrafik. I detta fall medför intäkterna från koldioxidskattehöjningen inte bara att vi kan ta bort momsen på kollektivtrafik utan även att vi kan införa en subvention på 20 procent för kollektivtrafik.

I detta scenario erhåller vi en kvantitetsminskning av bensin-efterfrågan med drygt 11 procent (se tabell E2, appendix 4.E), vilket är något större än den kvantitetsminskning som erhöles i scenario 1. Till följd av sänkningen i priset på kollektivtrafik ökar efterfrågan av kollektivtrafik med cirka 38 procent. Som framgår av tabell E2 tenderar höginkomsthushåll att göra större konsumtionsförändringar på kollektivtrafik än låginkomsthushåll. Samma mönster upprepas om vi studerar hushåll med och utan barn, där barnhushållen väljer att öka sin konsumtion av kollektivtrafik mer än hushåll utan barn. I ett regionalt perspektiv finns inga betydande skillnader i efterfrågeförändringarna mellan hushåll i olika regioner.

För övriga transporter uppträder generellt samma mönster i efterfrågeförändringarna inom de olika hushållskategorierna som i scenario 1. Hushåll med högre disponibel inkomst tenderar att minska sin konsumtion mer än hushåll med lägre inkomst. Barnhushåll gör större kvantitetsförändringar än hushåll utan barn. Hushåll i glesbygd förändrar i större utsträckning sin konsumtion jämfört med hushåll i städerna. Jämfört med scenario 1 är dock kvantitetsminskningen i efterfrågan på övriga transporter betydligt mindre. Det motsatta förhållandet gäller i efterfrågan på uppvärmning, där vi i detta scenario erhåller en större konsumtionsförändring jämfört med scenario 1. I detta scenario kommer också hushåll med de lägsta inkomsterna att anpassa sin konsumtion av uppvärmning i större utsträckning än höginkomsthushållen, vilket är det motsatta mönstret till vad vi fann i scenario 1. Från tabell E2 framgår också att barnhushåll gör mindre kvantitetsförändringar i efterfrågan på uppvärmning jämfört med hushåll utan barn.

Medan vi i scenariot med en fördubbling av koldioxidskatten och en sänkning av den allmänna momsen fick entydiga resultat vad gäller utsläppen av koldioxid,⁶⁸ är det i detta scenario inte möjligt att uttala sig om effekterna på koldioxidutsläppen eftersom vi

⁶⁸ Efterfrågan och därigenom koldioxidutsläppen minskade för samtliga varugrupper.

saknar uppgifter om utsläppsvolymer från kollektivtrafiken. Den subvention och medföljande efterfrågeökning av kollektivtrafik som detta scenario medförde kan således leda till ökade koldioxidutsläpp.

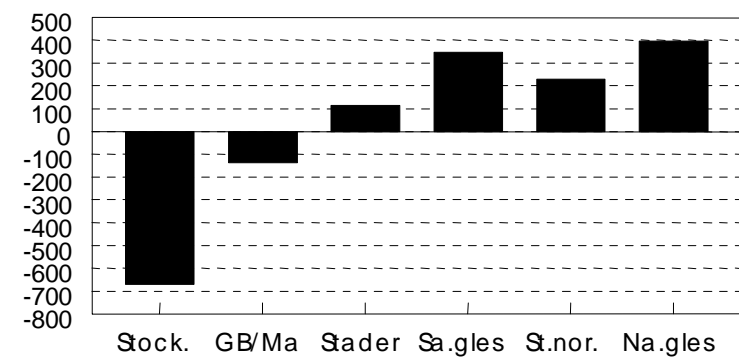
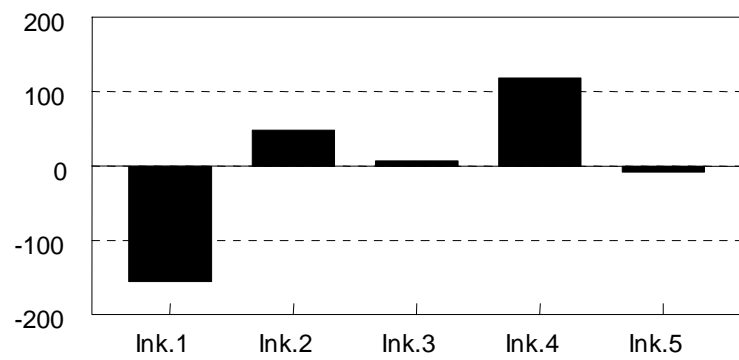
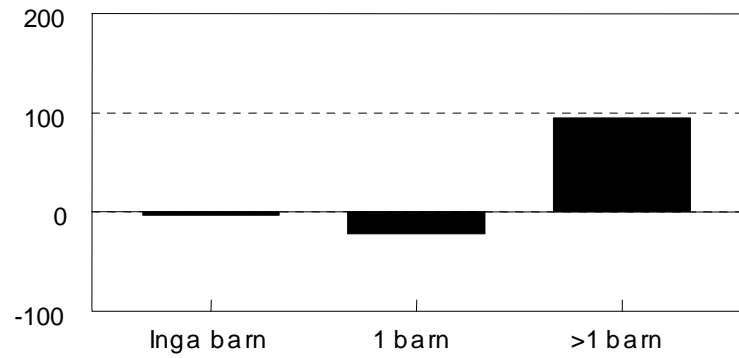
Studerar vi effekterna på total skattebetalning så förstärker denna reform de regionala effekter som sedan tidigare framkom i scenario 1. Bland annat framgår att hushåll i Stockholm i genomsnitt kommer att få en minskning i den totala skattebetalningen på 669 kronor, medan hushåll i Göteborg/Malmö kommer att minska sina skatteutgifter med 137 kronor. Skatteutgifterna ökar mest för hushåll bosatta i norra och södra glesbygden, med 396 respektive 347 kronor.

Jämför vi välfärdförlusten (CV) i detta scenario med välfärdsförlusten i scenario 1 är kostnaden generellt sett större i detta scenario. Undantag gäller dock för hushåll med de lägsta inkomsterna och hushåll i Stockholm.

Sätter vi välfärdsförlusten i relation till disponibel inkomst ser vi också att låginkomsthushåll och hushåll i Stockholm bär en lägre börda i detta scenario jämfört med scenario 1. Studerar vi samma mått för hushåll utan barn och hushåll med ett eller två barn ser vi att denna reform är fördelningsmässigt neutral. I ett regionalt perspektiv leder dock denna reform till större skillnader i fördelningseffekterna. För hushåll i Stockholm överstiger också minskningen i total skattebetalning de ökade kostnader som hushållen erhåller i form av CV.

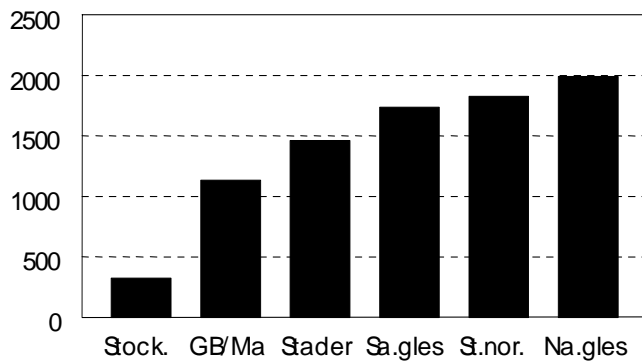
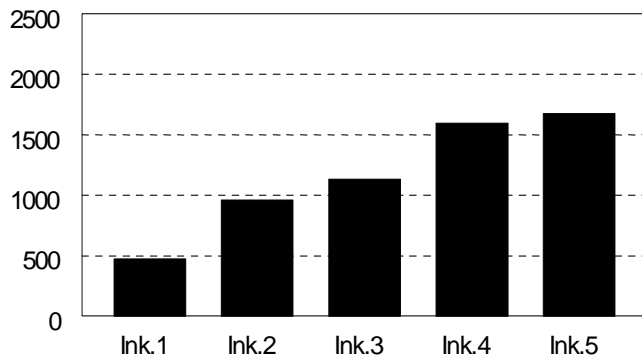
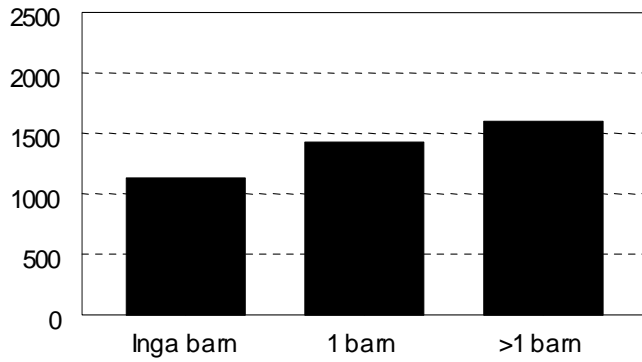
Figur 4.14 Förändring i skattebetalning, scenario 2

Kronor



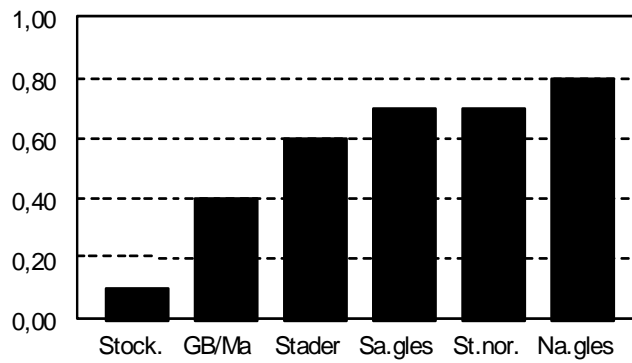
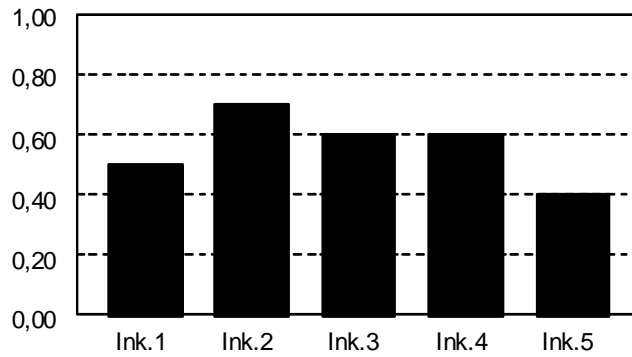
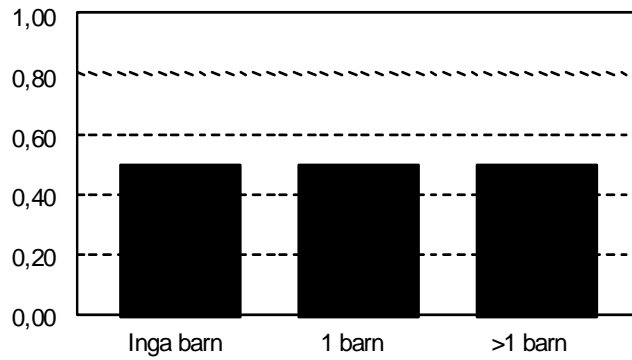
Figur 4.15 Valfärdseffekt av scenario 2, CV, kronor

Kronor



Figur 4.16 Välfärdseffekt av scenario 2, CV, i procent av disponibel inkomst

Procent av disponibel inkomst



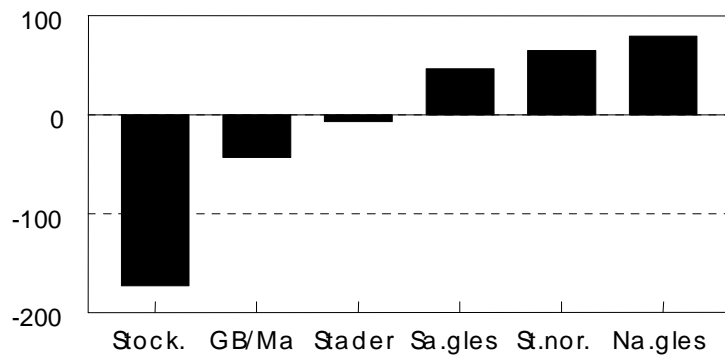
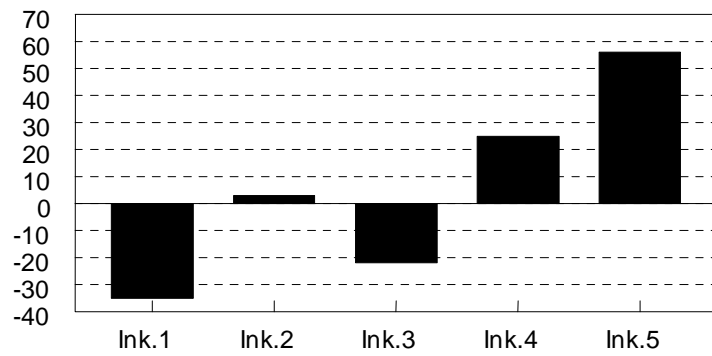
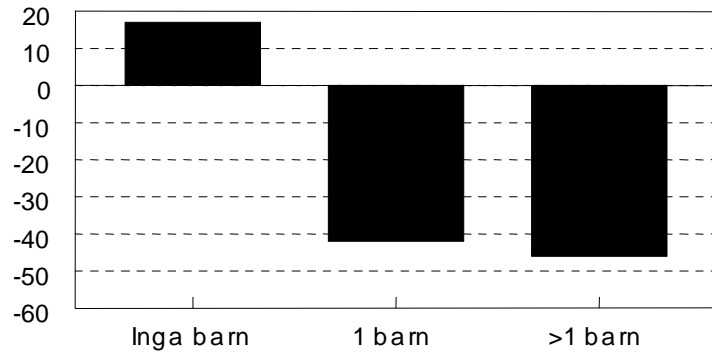
4.7.3 Fördubbling av koldioxidskatten och sänkning av löneskatten

I detta scenario belyser vi effekterna av en fördubbling av koldioxidskatten och en sänkning av inkomstskatten. Eftersom simuleringsmodellen inte inkluderar något specifikt uttryck för inkomstskatten har vi antagit en inkomstskatt på 30 procent, vilket ungefär motsvarar den genomsnittliga kommunalskatten 2001. Eftersom vi inte inkluderar sparande i modellen kommer inkomst efter skatt att sammanfalla med totala utgifter. I detta scenario medför den höjda koldioxidskatten att vi kan sänka inkomstskatten ytterst marginellt från 30 till 29,998 procent.

Effekterna i detta scenario sammanfaller i stora delar med de effekter som uppkom i det första scenariot där den allmänna momsen sänktes. Vi har därför valt att inte kommentera resultaten i figurerna 4.17–4.19 ytterligare. Att det uppkommer skillnader i beräkningen av CV i detta scenario i jämförelse med scenario 1 beror huvudsakligen på att CV måttet inte beaktar förändringen i löneskatten (och de ökade inkomsterna) utan enbart fångar effekten av den höjda koldioxidskatten.

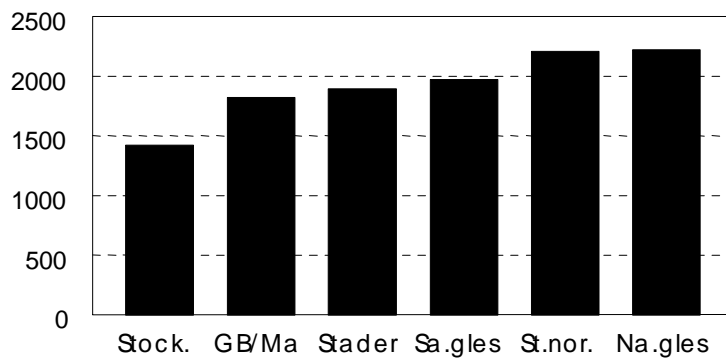
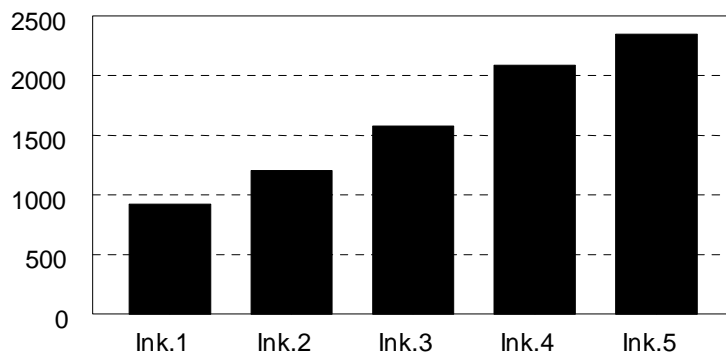
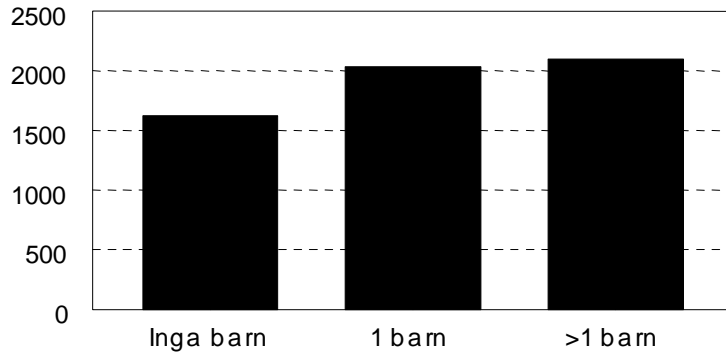
Figur 4.17 Förändring i skattebetalning, scenario 3

Kronor



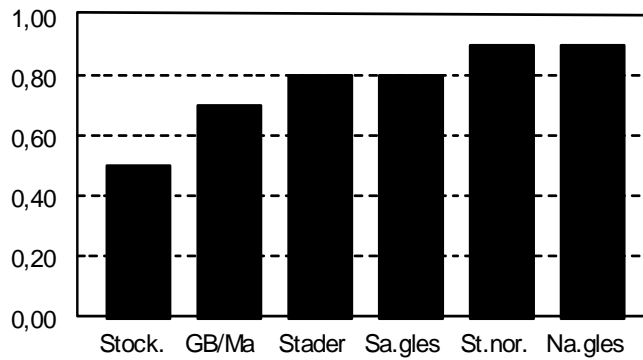
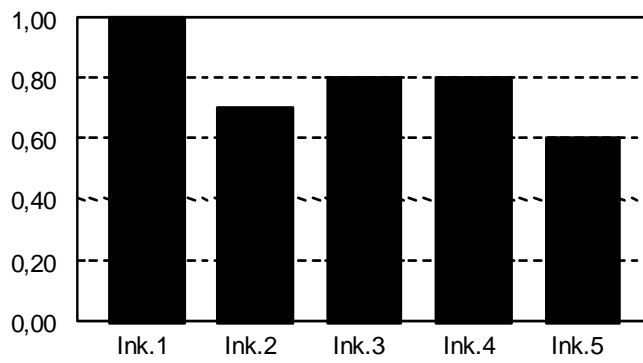
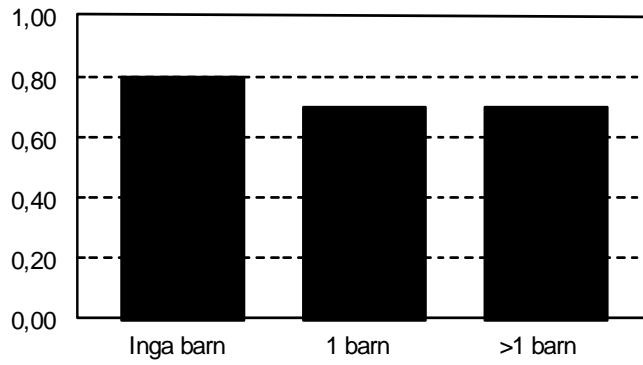
Figur 4.18 Välfärdseffekt av scenario 3, CV, kronor

Kronor



Figur 4.19 Välfärdseffekt av scenario 3, CV, i procent av disponibel inkomst

Procent av disponibel inkomst



Appendix

4.A Ekonometrisk modell

Nedan ges en kortfattad beskrivning av den ekonomiska modell som vi valt att använda vid skattningen av efterfrågesystemet, samt de ekonometrisk överväganden som vi beaktar. För en utförligare beskrivning av modellen hänvisar vi till Brännlund och Nordström (2002). Modellen baserar sig på ett antagande om att hushållens preferenser är svagt separabla över tiden och mellan varaktiga respektive icke varaktiga varor. Hushållens efterfrågan på icke varaktiga varor kan då skrivas som en funktion av priserna och de totala utgifterna under den innevarande perioden. Mer specifikt låter vi preferenserna karakteriseras på så vis att i varje period t , fattar hushåll k ett beslut om hur mycket det ska konsumera av de icke varaktiga varorna bensin, kollektivtrafik, övriga transporter, uppvärmning och andra icke varaktiga varor betingat på diverse hushålls karakteristika \mathbf{d} och arbetsutbudet, dvs. antalet arbetade timmar i hushållet för mannen h_m respektive kvinnan h_f . Till intercepttermen α_{0i} läggs också ett antal deterministiska variabler \mathbf{T} som säsongsdummys och en tidstrend. Hushåll k 's budgetandel för vara i , s_{it}^k , kan sedan skrivas som:

$$s_{it}^k = (\alpha_{0i}(\mathbf{d}^k, \mathbf{T}) + \alpha_{1i}h_{ft}^k + \alpha_{2i}h_{mt}^k) + \sum_j \gamma_{ij} \ln p_{jt} \\ + (\beta_{0i}(\mathbf{d}^k) + \beta_{1i}h_{ft}^k + \beta_{2i}h_{mt}^k) \times \ln[x_t^k / P_t^k(p, h, d)] \\ + (\lambda_{0i}(\mathbf{d}^k) + \lambda_{1i}h_{ft}^k + \lambda_{2i}h_{mt}^k) \times (\ln[x_t^k / P_t^k(p, h, d)])^2, \\ i = 1, \dots, n, \quad (1)$$

där p_{jt} är priset på vara j vid tidpunkt t , x_t^k är hushåll k 's totala utgifter på de $i = 1, \dots, n$ varorna och $\ln P_t^k(\cdot)$ är definierad som

$$\ln P_t^k = \sum_i s_{it}^k \ln p_{it} \quad (2)$$

Eftersom vissa av de varor som vi valt att studera har karaktären av sällanköpsvaror finns det ett relativt stort antal hushåll som inte redovisar några utgifter för vissa varor. För att hantera denna problematik skattar vi först en probitmodell för respektive varugrupp. Från probitskattningen erhåller vi sedan 'Mills ratio' som inkluderas i respektive efterfrågeekvation för att erhålla konsistenta estimat. Vi har även valt att estimera (1) i form av ett

utgiftssystem i stället för i budgetandelsform. Den estimerade mikromodellen för hushåll k kan då skrivas som

$$y_{it}^k = (\alpha_{0i}(\mathbf{d}^k, \mathbf{T}) + \alpha_{1i}h_{ft}^k + \alpha_{2i}h_{mt}^k)x_t^k + \left(\sum_j \gamma_{ij} \ln p_{jt} \right) x_t^k + (\beta_{0i}(\mathbf{d}^k) + \beta_{1i}h_{ft}^k + \beta_{2i}h_{mt}^k) \times \ln[x_t^k / P_t^k] x_t^k + (\lambda_{0i}(\mathbf{d}^k) + \lambda_{1i}h_{ft}^k + \lambda_{2i}h_{mt}^k) \times (\ln[x_t^k / P_t^k])^2 x_t^k + \delta_i \pi_{it}^k + \varepsilon_{it}^k, \quad i = 1, \dots, n \quad (3)$$

där π_{it}^k är Mills ratio från den univariata probitmodellen för vara i och ε_{it}^k är en felterm.

Konsumtionsteorin lägger visat restriktioner på parametrarna i efterfrågesystemet. De enskilda ekvationerna skattas i ett första steg med homogenitets villkoret $\sum_j \gamma_{ij} = 0$ påfört. I ett andra steg påförs sedan symmetri restriktionen $\gamma_{ij} = \gamma_{ji}$ med en 'minimum distance' estimator. Motsvarande modell som i (3) skattas även på aggregerade tidsseriedata över privat konsumtion (makrodata) från nationalräkenskaperna.

Eftersom vi enbart har tillgång till tre tvärsnittstudier över hushållens utgifter kommer variationen i prisvariablerna att vara relativt liten. Vi har därför valt att kombinera de estimerade prisparametrarna från mikro- och makromodellen med följande estimator

$$\Psi(\theta) = \begin{pmatrix} \hat{\theta}_m - \theta \\ \hat{\theta}_M - \theta \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \hat{\Sigma}_m & 0 \\ 0 & \hat{\Sigma}_M \end{pmatrix}^{-1} \begin{pmatrix} \hat{\theta}_m - \theta \\ \hat{\theta}_M - \theta \end{pmatrix} \quad (4)$$

där θ_m och θ_M är vektorer av staplade homogenitets- och symmetrivillkorade parameterestimater från mikro m och makro M modellerna, medan $\hat{\Sigma}_m$ och $\hat{\Sigma}_M$ betecknar de estimerade kovariansmatriserna från respektive modell.

Elasticiteter i QAI-modellen

Utgiftselasticiteten för QAI-modellen kan skrivas på följande sätt

$$E_i^k = 1 + (\beta_i^k + 2\lambda_i^k \ln x^k) / s_i^k, \quad (5)$$

medan de okompenserade priselasticiteterna vid referenspriset kan skrivas som

$$e_{ij}^k = (\gamma_{ij} / s_i^k) - (\beta_i^k + 2\lambda_i^k \ln x^k)(s_j^k / s_i^k) - \delta_{ij}, \quad (6)$$

där $\delta_{ij} = 1$, om $i = j$, och $\delta_{ij} = 0$, om $i \neq j$. De kompenserade priselasticiteterna kan i sin tur skrivas som

$$\tilde{e}_{ij}^k = e_{ij}^k + E_i^k s_j^k. \quad (7)$$

4.B Estimationsresultat

B1 Mikromodell

Bensin

<i>Parameter</i>	<i>Parameter Estimat</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t-statistic</i>
<i>Interceptkoefficienter</i>			
Konstant	-0,68	0,77	-0,89
Region 1	0,04	0,40	0,122
Region 2	0,80	0,41	1,92
Region 3	0,43	0,36	1,18
Region 4	1,02	0,63	1,63
Region 5	0,52	0,54	0,94
Barn 0–2 år	-0,24	0,27	-0,90
Barn 3–6 år	-0,06	0,23	-0,26
Barn 7–17 år	-0,18	0,11	-1,58
Barn 18 år – arbetande	-0,80	0,47	-1,68
Barn 18 år – ej arbetande	-0,22	0,30	-0,72
Vuxna	0,18	0,32	0,55
Ålder	-,14E-02	0,81E-02	-,175
Man arbetade timmar	0,01	0,77E-02	2,56
Kvinna arbetade timmar	-0,01	0,49E-02	-2,81
d2	0,51E-03	0,19E-02	0,258
d3	-0,65E-03	0,22E-02	-0,29
d4	-0,32E-02	0,186E-02	-1,72
Trend	-0,89E-04	0,23E-03	-0,38
Mills kvot	1466,77	758,41	1,93
<i>Linjära utgiftskoefficienter</i>			
Konstant	0,22	0,20	1,11
Region 1	-,021	0,10	-0,25
Region 2	-0,21	0,10	-1,96
Region 3	-0,121	0,09	-1,24
Region 4	-0,277	0,17	-1,63
Region 5	-0,13	0,14	-0,95
Barn 0–2 år	0,06	0,07	0,91
Barn 3–6 år	0,018	0,06	0,30
Barn 7–17 år	0,04	0,03	1,62
Barn 18 år – arbetande	0,22	0,12	1,80

<i>Linjära utgiftskoefficienter</i>			
Barn 18 år – ej arbetande	0,057	0,07	0,75
Vuxna	-0,04	0,08	-0,47
Ålder	0,36E-05	0,22E-02	0,16E-02
Man arbetade timmar	-0,51E-02	0,20E-02	-2,49
Kvinna arbetade timmar	0,35E-02	0,12E-02	2,76
<i>Kvadratiska utgiftskoefficienter</i>			
Konstant	-0,016	0,013	-1,25
Region 1	0,23E-02	0,69E-02	0,33
Region 2	0,01	0,72E-02	1,98
Region 3	0,83E-02	0,63E-02	1,30
Region 4	0,01	0,011	1,61
Region 5	0,93E-02	0,98E-02	0,94
Barn 0–2 år	-0,42E-02	0,46E-02	-0,929
Barn 3–6 år	-0,14E-02	0,39E-02	-0,35
Barn 7–17 år	-0,32E-02	0,198E-02	-1,66
Barn 18 år – arbetande	-0,01	0,78E-02	-1,89
Barn 18 år – ej arbetande	-0,36E-02	0,47E-02	-0,775
Vuxna	0,23E-02	0,56E-02	0,407
Ålder	0,20E-04	0,14E-03	0,135
Man arbetade timmar	0,33E-03	0,137E-03	2,43
Kvinna arbetade timmar	-0,22E-03	0,83E-04	-2,71
<i>Priskoefficienter</i>			
Bensin	0,01	0,01	0,71
Kollektiv trafik	0,01	0,01	0,89
Övriga transporter	0,02	0,01	2,02
Uppvärmning	0,18E-02	0,80E-02	0,23

Region 1 = Stockholm, Region 2 = Göteborg/Malmö, Region 3 = Större städer, Region 4 = Södra mellanbygden, Region 5 = Större städer Norrland, Region 6 = Övre Norrland.

Kollektivtrafik

<i>Variabel</i>	<i>Parameter Estimat</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t-statistic</i>
<i>Interceptkoefficienter</i>			
Konstant	0,10	0,04	2,10
Region 1	0,020	0,02	0,78
Region 2	-0,015	0,02	-0,60
Region 3	-0,012	0,02	-0,50
Region 4	-0,98E-02	0,02	-0,38
Region 5	0,033	0,03	1,05
Barn 0–2 år	-0,74E-02	0,01	-0,55
Barn 3–6 år	-0,82E-02	0,01	-0,76
Barn 7–17 år	-0,73E-02	0,54E-02	-1,34
Barn 18 år – arbetande	-0,15E-02	0,01	-0,102
Barn 18 år –ej arbetande	0,020	0,01	1,42
Vuxna	0,01	0,01	1,33
Ålder	-0,94E-03	0,52E-03	-1,80
Man arbetade timmar	-0,28E-03	0,36E-03	-0,77
Kvinna arbetade timmar	0,34E-03	0,31E-03	1,08
d2	0,21E-03	0,92E-03	0,23
d3	0,42E-03	0,11E-02	0,36
d4	0,15E-02	0,10E-02	1,48
Trend	0,45E-04	0,15E-03	0,28
Mills	350,92	252,45	1,39
<i>Linjära utgiftskoefficienter</i>			
Konstant	-0,01	0,61E-02	-1,94
Region 1	-0,15E-02	0,33E-02	-0,44
Region 2	0,23E-02	0,33E-02	0,69
Region 3	0,16E-02	0,32E-02	0,51
Region 4	0,10E-02	0,33E-02	0,31
Region 5	-0,41E-02	0,41E-02	-1,02
Barn 0–2 år	0,64E-03	0,17E-02	0,37
Barn 3–6 år	0,91E-03	0,14E-02	0,65
Barn 7–17 år	0,97E-03	0,70E-03	1,39
Barn 18 år – arbetande	0,41E-03	0,18E-02	0,22
Barn 18 år – ej arbetande	-0,205E-02	0,18E-02	-1,12
Vuxna	-0,18E-02	0,135E-02	-1,37
Ålder	0,12E-03	0,70E-04	1,78

<i>Linjära utgiftskoefficienter</i>			
Man arbetad tid	0,30E-04	0,49E-04	0,62
Kvinna arbetad tid	-0,39E-04	0,41E-04	-0,96
<i>Priskoefficienter</i>			
Bensin	0,26E-02	0,83E-02	0,31
Kollektivtrafik	0,01	0,01	0,99
Övriga resor	-0,88E-02	0,79E-02	-1,11
Uppvärmning	-0,29E-02	0,42E-02	-0,69

Region 1 = Stockholm, Region 2 = Göteborg/Malmö, Region 3 = Större städer, Region 4 = Södra mellanbygden, Region 5 = Större städer Norrland, Region 6 = Övre Norrland.

Övriga transporter

<i>Variabel</i>	<i>Parameter Estimat</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t-statistic</i>
<i>Intercept koefficienter</i>			
Konstant	-2,08	0,95	-2,19
Region 1	0,559	0,75	0,74
Region 2	-0,456	0,76	-0,59
Region 3	-0,06	0,74	-0,091
Region 4	-0,38	0,80	-0,48
Region 5	-1,87	0,97	-1,91
Barn 0–2 år	1,30	1,38	0,93
Barn 3–6 år	-0,28	0,41	-0,67
Barn 7–17 år	0,19	0,30	0,65
Barn 18 år – arbetande	0,20	0,56	0,35
Barn 18 år – ej arbetande	0,86	0,32	2,69
Vuxna	0,099	0,37	0,25
Man arbetade timmar	-0,31E-02	0,01	-0,27
Kvinna arbetade timmar	-0,22E-02	0,59E-02	-0,37
d2	0,57E-02	0,26E-02	2,14
d3	-0,81E-02	0,34E-02	-2,35
d4	-0,25E-02	0,22E-02	-1,12
Trend	0,46E-03	0,54E-03	0,85
Mills	3585,87	785,15	4,56
<i>Linjära utgiftskoefficienter</i>			
Konstant	0,51	0,25	2,04
Region 1	-0,131	0,19	-0,66

Region 2	0,13	0,20	0,64
Region 3	0,03	0,19	0,15
	<i>Linjära utgiftskoefficienter</i>		
Region 4	0,11	0,21	0,52
Region 5	0,51	0,26	1,96
Barn 0–2 år	-0,35	0,36	-0,98
Barn 3–6 år	0,068	0,10	0,63
Barn 7–17 år	-0,060	0,07	-0,77
Barn 18 år – arbetande	-0,052	0,14	-0,36
Barn 18 år – ej arbetande	-0,22	0,08	-2,83
Vuxna	-0,027	0,09	-0,27
Man arbetade timmar	0,84E-03	0,30E-02	0,27
Kvinna arbetade timmar	0,57E-03	0,15E-02	0,37
	<i>Kvadratiska utgiftskoefficienter</i>		
Konstant	-0,03	0,01	-1,88
Region 1	0,77E-02	0,01	0,58
Region 2	-0,92E-02	0,01	-0,69
Region 3	-0,28E-02	0,01	-0,22
Region 4	-0,80E-02	0,01	-0,56
Region 5	-0,031	0,01	-2,01
Barn 0–2 år	0,02	0,026	1,02
Barn 3–6 år	-0,42E-02	0,70E-02	-0,60
Barn 7–17 år	0,44E-02	0,50E-02	0,88
Barn 18 år– arbetande	0,34E-02	0,91E-02	0,37
Barn 18 år– ej arbetande	0,014	0,49E-02	2,98
Vuxna	0,17E-02	0,64E-02	0,27
Man arbetade timmar	-0,57E-04	0,20E-03	-0,28
Kvinna arbetade timmar	-0,39E-04	0,97E-04	-0,40
	<i>Priskoefficienter</i>		
Bensin	-0,02	0,024	-0,84
Kollektivtrafik	-0,07	0,032	-2,29
Övriga resor	0,039	0,033	1,17
Uppvärmning	0,01	0,01	1,08

Region 1 = Stockholm, Region 2 = Göteborg/Malmö, Region 3 = Större städer, Region 4 = Södra mellanbygden, Region 5 = Större städer Norrland, Region 6 = Övre Norrland.

Uppvärmning

<i>Variabel</i>	<i>Parameter Estimat</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t-statistic</i>
<i>Interceptkoefficienter</i>			
Konstant	-0,05	0,75	-0,06
Region 1	0,31	0,56	0,55
Region 2	0,87	0,55	1,59
Region 3	0,76	0,51	1,50
Region 4	1,93	0,64	2,99
Region 5	0,95	0,60	1,58
Barn 0–2 år	0,23	0,33	0,69
Barn 3–6 år	-0,81	0,32	-2,49
Barn 7–17 år	-0,43E-03	0,23	-0,187E-02
Barn 18 år– arbetande	-0,51E-02	0,48	-0,01
Barn 18 år – ej arbetande	-0,34	0,31	-1,08
Vuxna	0,74	0,28	2,59
Man arbetade timmar	-0,02	0,77E-02	-2,68
Kvinna arbetade timmar	-0,44E-02	0,72E-02	-0,61
d2	0,873E-03	0,21E-02	0,40
d3	-0,197E-02	0,32E-02	-0,60
d4	0,33E-03	0,23E-02	0,14
Trend	0,32E-03	0,49E-03	0,65
Mills kvot	-4005,07	1518,86	-2,636
<i>Linjära utgiftskoefficienter</i>			
Konstant	0,04	0,196	0,21
Region 1	-0,11	0,149	-0,76
Region 2	-0,26	0,146	-1,79
Region 3	-0,22	0,13	-1,61
Region 4	-0,52	0,17	-3,05
Region 5	-0,26	0,15	-1,63
Barn 0–2 år	-0,058	0,08	-0,68
Barn 3–6 år	0,21	0,08	2,51
Barn 7–17 år	0,31E-02	0,06	0,05
Barn 18 år– arbetande	0,64E-02	0,12	0,05
Barn 18 år – ej arbetande	0,08	0,08	1,08
Vuxna	-0,170	0,075	-2,28
Man arbetade timmar	0,56E-02	0,20E-02	2,69
Kvinna arbetade timmar	0,108E-02	0,19E-02	0,52

	<i>Kvadratiska utgiftskoefficienter</i>		
Konstant	-0,38E-02	0,01	-0,29
Region 1	0,94E-02	0,99E-02	0,95
Region 2	0,01	0,97E-02	1,97
Region 3	0,015	0,90E-02	1,71
Region 4	0,035	0,011	3,10
Region 5	0,01	0,01	1,66
Barn 0–2 år	0,37E-02	0,55E-02	0,66
Barn 3– år	-0,01	0,55E-02	-2,51
Barn 7–17 år	-0,32E-03	0,39E-02	-0,083
Barn 18 år – arbetande	-0,65E-03	0,80E-02	-0,081
Barn 18 år – ej arbetande	-0,54E-02	0,51E-02	-1,05
Vuxna	0,016	0,49E-02	2,01
Man arbetade timmar	-0,38E-03	0,14E-03	-2,67
Kvinna arbetade timmar	-0,55E-04	0,12E-03	-0,438
	<i>Priskoefficienter</i>		
Bensin	0,332	0,026	12,38
Kollektivtrafik	-0,027	0,035	-0,76
Övriga resor	0,056	0,017	3,20
Uppvärmning	-0,159	0,011	-14,05

Region 1 = Stockholm, Region 2 = Göteborg/Malmö, Region 3 = Större städer, Region 4 = Södra mellanbygden, Region 5 = Större städer Norrland, Region 6 = Övre Norrland.

Andra varor

<i>Variabel</i>	<i>Parameter Estimat</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t-statistic</i>
	<i>Interceptkoefficienter</i>		
Konstant	3,25	0,85	3,79
Region 1	-0,52	0,56	-0,94
Region 2	-1,34	0,57	-2,32
Region 3	-1,20	0,53	-2,25
Region 4	-2,36	0,70	-3,35
Region 5	-0,087	0,72	-0,11
Barn 0–2 år	0,32	0,36	0,89
Barn 3–6 år	0,60	0,34	1,73
Barn 7–17 år	0,53	0,24	2,23
Barn 18 år – arbetande	1,49	0,64	2,31
Barn 18 år – ej arbetande	0,21	0,42	0,50

Vuxna	-0,54	0,42	-1,27
Ålder	-0,34E-02	0,01	-0,30
<i>Interceptkoefficienter</i>			
Man arbetade timmar	-0,017	0,01	-1,55
Kvinna arbetade timmar	0,26E-02	0,78E-02	0,33
d2	-0,98E-04	0,28E-02	-0,03
d3	0,49E-02	0,35E-02	1,30
d4	0,60E-02	0,27E-02	2,20
Trend	-0,62E-03	0,48E-03	-1,28
<i>Linjära utgiftskoefficienter</i>			
Konstant	-0,59	0,23	-2,58
Region 1	0,17	0,14	1,16
Region 2	0,38	0,15	2,50
Region 3	0,32	0,14	2,31
Region 4	0,63	0,18	3,37
Region 5	0,02	0,19	0,10
Barn 0–2 år	-0,09	0,09	-0,96
Barn 3–6 år	-0,16	0,09	-1,81
Barn 7–17 år	-0,14	0,06	-2,25
Barn 18 år – arbetande	-0,38	0,16	-2,34
Barn 18 år – ej arbetande	-0,04	0,10	-0,43
Vuxna	0,12	0,11	1,10
Ålder	0,42E-03	0,30E-02	0,13
Man arbetade timmar	0,40E-02	0,30E-02	1,33
Kvinna arbetade timmar	-0,87E-03	0,20E-02	-0,421
<i>Kvadratiska utgiftskoefficienter</i>			
Konstant	0,03	0,01	2,47
Region 1	-0,01	0,97E-02	-1,34
Region 2	-0,02	0,01	-2,64
Region 3	-0,02	0,94E-02	-2,35
Region 4	-0,042	0,01	-3,38
Region 5	-0,11E-02	0,01	-0,09
Barn 0–2 år	0,62E-02	0,61E-02	1,02
Barn 3– år	0,01	0,59E-02	1,87
Barn 7–7 år	0,90E-02	0,40E-02	2,23
Barn 18 år – arbetande	0,02	0,01	2,35
Barn 18 år- ej arbetande	0,22E-02	0,68E-02	,33
Vuxna	-0,72E-02	0,75E-02	-,96
Ålder	-0,63E-05	0,20E-03	-0,03

Man arbetade timmar	-0,23E-03	0,20E-03	-1,14
Kvinna arbetade timmar	0,67E-04	0,13E-03	0,49
	<i>Priskoefficienter</i>		
Bensin	-0,23	0,02	-8,66
Kollektivtrafik	-0,50E-02	0,03	-0,13
Övriga resor	-0,08	0,02	-4,20
Uppvärmning	0,14	0,01	10,27

Region 1 = Stockholm, Region 2 = Göteborg/Malmö, Region 3 = Större städer, Region 4 = Södra mellanbygden, Region 5 = Större städer Norrland, Region 6 = Övre Norrland.

B2 Makromodell

<i>Variabel</i>	<i>Parameter Estimat</i>	<i>Standard Error</i>	<i>t-statistic</i>
<i>Bensin</i>			
Konstant	-10,94	0,34	-31,79
Pris bensin	0,11E-02	0,13E-02	0,81
Pris kollektivtrafik	0,86E-03	0,38E-03	2,22
Pris övriga resor	0,16E-02	0,27E-03	6,07
Pris uppvärmning	-0,32E-02	0,12E-02	-2,63
Totala reala utgifter	3,04	0,09	31,91
Totala reala utgifter^2	-0,21	0,66E-02	-31,96
<i>Kollektivtrafik</i>			
Konstant	0,04	0,31E-02	13,63
Pris kollektivtrafik	-0,18E-03	0,14E-03	-1,20
Pris övriga resor	-0,97E-03	0,20E-03	-4,67
Pris uppvärmning	0,89E-03	0,44E-03	2,01
Totala reala utgifter	-0,43E-02	0,43E-03	-10,07
<i>Övriga transporter</i>			
Konstant	7,41	0,056	143,02
Pris övriga resor	-0,59E-02	0,76E-03	-7,76
Pris uppvärmning	0,59E-03	0,49E-03	1,19
Totala reala utgifter	2,06	0,016	-143,91
Totala reala utgifter^2	0,14	0,98E-03	144,58
<i>Uppvärmning</i>			
Konstant	-66,79	1,50	-44,25
Pris uppvärmning	0,026	0,30E-02	8,68
Totala reala utgifter	18,55	0,41	44,40
Totala reala utgifter^2	-1,28	0,028	-44,51

4.C Simuleringsmetod för prisförändringar

I det estimerade efterfrågesystemet har vi valt att studera vissa bredare varugrupper som t.ex. "övriga" transporttjänster och uppvärmning, där övriga transporter består av flyg-, tåg- och taxitjänster. Vid simuleringarna har hänsyn tagits till att olika varor och tjänster inom en varugrupp kan vara belagda med olika skattesatser och att de skattereformer som studeras kan avse skatteförändringar på enskilda varuslag inom varugruppen. När vi omvandlar skattesatsförändringar till förändringar i konsumentpriserna för en specifik varugrupp används information om respektive varuslag inom varugruppen. Den procentuella prisförändringen för varugrupp i beräknas som

$$\frac{\Delta p_i}{p_i^0} = \sum_{m=1}^M s_{im}^k \frac{(t_{im}^1 + \tau_{im}^1 + t_{im}^1 \cdot \tau_{im}^1) - (t_{im}^0 + \tau_{im}^0 + t_{im}^0 \cdot \tau_{im}^0)}{1 + t_{im}^0 + \tau_{im}^0 + t_{im}^0 \cdot \tau_{im}^0}, \quad (8)$$

där indexeringen 0 utgör skattesystemet i referensfallet medan 1 betecknar skattesatserna för den studerade skattereformen;

t_{im} = mervärdesskattesats (på priset exkl. moms) för vara i ;

τ_{im} = punktskattesats för vara im . Detta är en värderelaterad skattesats som visar punktskattens andel av producentpriset, dvs. priset exklusive skatt, och inkluderar samtliga energirelaterade punktskatter för vara im .

s_{im}^k = hushåll k 's utgiftsandel (vikt) för vara m i varugrupp i ,

$$\sum_{m=1}^M s_{im}^k = 1;$$

M = antalet varor inom respektive varugrupp.

Prisnivån för vara eller varugrupp i efter skattereformen blir då lika med:

$$p_i^1 = \left(1 + \frac{\Delta p_i}{p_i^0}\right) \cdot p_i^0, \quad (9)$$

vilket betyder att Stones prisindex (eller utgiftsdeflator) efter skattereformen för hushåll k beräknas som:

$$\ln P^{k1} = \sum_i s_i^k \ln p_i^1, \quad (10)$$

där s_i^k är hushåll k 's initiella utgiftsandel för varugrupp i .

Substitution av uttryck (9) och (10) i efterfrågesystemet för hushåll k , ger oss en ny konsumtionsvektor:

$$y_i^{k1} = \hat{\alpha}_i \tilde{\mathbf{d}}^k \times x^{k0} + \left(\sum_j \hat{\gamma}_{ij} \ln p_j^1 \right) x^{k0} + \hat{\beta}_i \tilde{\mathbf{d}}^k \times \ln[x^{k0} / P^{k1}] x^{k0} \\ + \hat{\lambda}_i \tilde{\mathbf{d}}^k \times (\ln[x^{k0} / P^{k1}])^2 x^{k0} + \hat{\epsilon}^{k0}, \quad (11)$$

där $\hat{\cdot}$ betecknar ett estimat och $\tilde{\mathbf{d}}^k$ är en vektor av hushålls karakteristika inklusive arbetsutbudet. Indexeringen 0 indikerar referensfallet. Den sista termen i ekvation (11), $\hat{\epsilon}^{k0}$, representerar hushållsspecifika egenskaper som ej har beaktats i estimationen. Den sista termen antas vara konstant i samtliga simuleringar.⁶⁹

Skatteutgifterna för respektive hushåll k , före ($n = 0$) och efter skattereformen ($n = 1$), har beräknats som:

$$Moms^{k,n} = \sum_i \frac{t_i^n}{(1+t_i^n)} s_i^{kn} x^{kn}$$

$$Punktskatt^{k,n} = \sum_i \frac{\tau_i^n}{(1+t_i^n)(1+\tau_i^n)} s_i^{kn} x^{kn},$$

⁶⁹ Den sista termen kan ignoreras i det fall man enbart vill analysera procentuella förändringar. I det fall man vill jämföra konsumtions- eller skattenivåer med referensfallet ska dock denna term inkluderas.

4.D Kompenserad förändring (compensating variation CV)

Låt $E(\mathbf{p}, V(\mathbf{p}_0, x_0))$ vara de utgifter som hushållet behöver vid prisvektorn \mathbf{p} efter skattereformen, för att uppnå samma nyttonivå $V_0 = V(\mathbf{p}_0, x_0)$ som under de priser som gäller före skattereformen. CV blir då:

$$CV = E(\mathbf{p}, V(\mathbf{p}_0, x_0)) - E(\mathbf{p}_0, V(\mathbf{p}_0, x_0)) = E(\mathbf{p}, V(\mathbf{p}_0, x_0)) - x_0$$

En Taylorapproximation av andra ordningen ger följande resultat:

$$CV \approx \left. \frac{\partial CV}{\partial \mathbf{p}} \right|_{\mathbf{p}_0} (\mathbf{p} - \mathbf{p}_0) + \frac{1}{2} * (\mathbf{p} - \mathbf{p}_0)' \left. \frac{\partial^2 CV}{\partial^2 \mathbf{p}} \right|_{\mathbf{p}_0} (\mathbf{p} - \mathbf{p}_0) =$$

$$\mathbf{x}_c(\mathbf{p}_0, V_0)(\mathbf{p} - \mathbf{p}_0) + \frac{1}{2} * (\mathbf{p} - \mathbf{p}_0)' \left. \frac{\partial \mathbf{x}_c}{\partial \mathbf{p}} \right|_{\mathbf{p}_0} (\mathbf{p} - \mathbf{p}_0)$$

där \mathbf{x}_c är en vektor av Hicksianska efterfrågefunktioner. $\mathbf{x}_c(\mathbf{p}_0, V_0)$ kan beräknas som kvoten mellan utgifterna och priserna på respektive varugrupp under referensfallets skattesystem.

$\left. \frac{\partial \mathbf{x}_c}{\partial \mathbf{p}} \right|_{\mathbf{p}_0} = [S_{ij}]$ är en matris av kompenserade egen- och

korsprisindeffekter. I QAI-modellen kan dessa substitutionseffekter beräknas på följande sätt:

$$S_{ij} = (\gamma_{ii} + s_{i,0}^2 - s_{i,0}) \times \frac{x_0}{p_{i,0}^2} \quad \text{om } i = j$$

$$S_{ij} = (\gamma_{ij} + s_{i,0} \times s_{j,0}) \times \frac{x_0}{p_{i,0} \times p_{j,0}}, \quad \text{om } i \neq j$$

4.E Simuleringsresultat

Tabell E1: Skattebetalning och välfärdseffekter för olika hushållskategorier, scenario 1

	ΔQ Bensin	ΔQ kollek- tiva transp.	ΔQ Övrig transp.	ΔQ upp- värmning	$\Delta(T+moms)$ (SEK)	$\Delta T, \%$	CV (SEK)	CV/Disp. Inkomst, %
<i>Inkomst</i>								
Lägsta	-10,3	-4,9	-9,0	-1,0	-38	9,5	523	0,6
Näst lägsta	-10,0	-1,3	-7,5	-2,6	19	8,8	833	0,6
Mellersta	-10,8	-4,1	-12,0	-1,2	-22	8,2	983	0,5
Näst högsta	-10,7	-3,0	-12,4	-1,6	27	8,1	1 353	0,5
Högsta	-10,6	-3,8	-13,0	-1,5	-55	7,9	1 451	0,4
<i>Hushållsstorlek</i>								
Inga barn	-10,8	-4,1	-10,8	-1,4	18	8,6	1 037	0,5
Ett barn	-10,6	-3,1	-13,7	-1,3	-50	7,9	1 246	0,4
Två barn	-10,6	-3,8	-12,2	-1,4	-47	7,9	1 300	0,4
<i>Region</i>								
Stockholm	-10,5	-4,7	-10,1	-0,7	-261	8,9	589	0,2
Göteborg/ Malmö	-10,6	-4,0	-11,1	-1,4	-45	8,7	1 087	0,4
Större städer	-10,7	-3,8	-11,7	-1,3	-5	7,9	1 209	0,5
Södra glesbygden	-10,6	-3,4	-12,6	-2,1	48	8,1	1 305	0,5
Större stä- der Norrl.	-11,8	-1,4	-17,2	-1,3	68	8,1	1 521	0,6
Norra glesbygden	-10,7	-3,1	-12,7	-1,7	82	7,7	1 536	0,6

Anm.: ΔQ_i = procentuell förändring i real konsumtion (kvantitet) av vara i , $\Delta(T+moms)$ = total förändring i skattebetalning, $\Delta T\%$ = procentuell förändring i betalning av indirekta skatter, Norrl. = norrland.

Tabell E2: Skattebetalning och välfärdseffekter för olika hushållskategorier, scenario 2

	ΔQ <i>bensin</i>	ΔQ <i>kollek-</i> <i>tivatransp.</i>	ΔQ <i>Övrig transp.</i>	ΔQ <i>upp-</i> <i>värmning</i>	$\Delta(T+moms)$ <i>(SEK)</i>	$\Delta T, \%$	<i>CV</i> <i>(SEK)</i>	<i>CV/Disp.</i> <i>Inkomst, %</i>
<i>Inkomst</i>								
Lägsta	-11,5	33,8	-6,6	-3,3	-155	12,3	472	0,5
Näst lägsta	-10,5	40,1	-7,7	-3,0	48	9,4	962	0,7
Mellersta	-11,5	38,2	-8,7	-2,8	7	9,3	1 130	0,6
Näst högsta	-11,6	39,2	-8,6	-2,9	119	8,9	1 595	0,6
Högsta	-11,5	40,3	-6,1	-2,7	-8	8,9	1 675	0,4
<i>Hushållsstorlek</i>								
Inga barn	-11,5	36,1	-6,4	-3,1	-3	9,8	1 133	0,5
Ett barn	-11,5	40,1	-7,8	-2,7	-22	8,9	1 429	0,5
Två barn	-11,5	40,8	-8,4	-2,6	95	8,6	1 599	0,5
<i>Region</i>								
Stockholm	-11,9	37,0	-6,7	-2,9	-669	12,7	325	0,1
Göteborg/ Malmö	-11,5	37,1	-7,0	-3,3	-137	10,3	1 134	0,4
Större städer	-11,5	38,7	-7,6	-2,6	114	8,6	1 464	0,6
Södra glesbygden	-11,3	39,1	-8,9	-3,1	347	8,2	1 737	0,7
Större stä- der Norrl.	-11,4	49,4	-3,4	-2,5	229	8,5	1 829	0,7
Norra glesbygden	-11,3	38,3	-9,5	-2,6	396	7,7	1 990	0,8

Anm.: ΔQ_i = procentuell förändring i real konsumtion (kvantitet) av vara i , $\Delta(T+moms)$ = total förändring i skattebetalning, $\Delta T\%$ = procentuell förändring i betalning av indirekta skatter, Norrl. = Norrland.

Tabell E3: Skattebetalning och välfärdseffekter för olika hushållskategorier, scenario 3

	ΔQ <i>Bensin</i>	ΔQ kollek- <i>tiva transp.</i>	ΔQ <i>Övrig transp.</i>	ΔQ upp- <i>värmning</i>	$\Delta(T+moms)$ <i>(SEK)</i>	$\Delta T, \%$	<i>CV</i> <i>(SEK)</i>	<i>CV/Disp.</i> <i>Inkomst, %</i>
<i>Inkomst</i>								
Lägsta	-10,6	-4,8	-9,6	-1,2	-35	9,2	921	1,0
Näst lägsta	-10,3	-1,1	-7,9	-1,5	3	8,1	1 266	0,7
Mellersta	-11,1	-3,8	-12,5	-1,5	-22	7,9	1 577	0,8
Näst högsta	-11,1	-2,8	-13,0	-1,8	25	7,8	2 088	0,8
Högsta	-10,9	-3,5	-13,3	-1,8	-56	7,6	2 348	0,6
<i>Hushållsstorlek</i>								
Inga barn	-11,1	-4,0	-11,2	-1,6	17	8,3	1 625	0,8
Ett barn	-10,9	-2,8	-14,2	-1,5	-42	7,6	2 031	0,7
Två barn	-10,8	-3,4	-12,8	-1,7	-46	7,6	2 099	0,7
<i>Region</i>								
Stockholm	-10,8	-4,3	-10,7	-1,0	-173	8,6	1 424	0,5
Göteborg/ Malmö	-10,9	-3,8	-11,6	-1,6	-43	8,4	1 820	0,7
Större städer	-11,0	-3,5	-12,2	-1,5	-7	7,6	1 894	0,8
Södra glesbygden	-10,9	-3,2	-13,1	-2,3	46	7,8	1 971	0,8
Större stä- der Norrl.	-11,1	-0,4	-17,0	-1,5	65	7,7	2 210	0,9
Norra glesbygden	-11,0	-2,9	-13,4	-1,9	79	7,3	2 223	0,9

Anm.: ΔQ_i = procentuell förändring i real konsumtion (kvantitet) av vara i , $\Delta(T+moms)$ = total förändring i skattebetalning, $\Delta T\%$ = procentuell förändring i betalning av indirekta skatter, Norrl. = norrland.

5 Regionala effekter av miljöpolitik – några exempel

5.1 Sammanfattning

5.1.1 Industrins punktskatter på energi

Ett viktigt syfte i detta kapitel är att analysera i vilken mån en förändring av skattesystemet står i motsättning till, eller harmonierar med, skatteväxlingskommitténs krav att den ”gröna skatteväxlingen” inte får leda till ökade regionala skillnader.

I ett första avsnitt studeras energi- och koldioxidskattens betydelse för den svenska industrin. Energianvändningen i olika branscher skiljer sig åt betydligt och det finns ett tydligt regionalt mönster. De energitunga branscherna skog, gruvor, järn och stål, ligger huvudsakligen i typiska glesbygdslän. Vad gäller punktskatterna på energi är de dock av liten ekonomisk betydelse eftersom industrin har en rad specialregler som befriar dem från större delen av punktskatterna på energi. Med hjälp av en enkel utbuds- och efterfrågemodell uppskattas den sysselsättningsmässiga effekten av nuvarande skatter till några tiotals anställda per län.⁷⁰

I avsnittet analyseras effekterna av en ökning av industrins punktskatter på energi. Det konkreta fall som studeras är att industrins undantag upphävs och industrin beskattas enligt samma tariffer som hushållen. Detta skulle leda till stora kostnadsökningar för företagen, i vissa län uppgående till 60–70 000 kronor per anställd. Det regionala mönstret av en sådan förändring, som kan tänkas komma som ett krav från EUs konkurrens- och statsstödsregler, är i stora drag detsamma som vad avser själva energianvändningen. De största kostnadsökningarna, och därmed de största effekterna, uppkommer i typiska glesbygdslän. Med hjälp av samma utbuds- och efterfrågemodell som tidigare nämnts

⁷⁰ Dvs. om de nuvarande punktskatterna skulle tas bort helt skulle detta innebära en ökning av produktion och anställda i industrin med något tiotal personer.

skattade vi den totala sysselsättningseffekten av den tänkta skatteförändringen till cirka 5 000 personer på kort sikt. En speciell studie av effekterna på skogsindustrin gav resultat som överensstämde med de för hela industrin.

Om således den gröna skatteväxlingen även utsträcks till att omfatta industrins punktskatter på energi kommer detta i konflikt med det uttalade målet om att inte öka de regionala skillnaderna. Försåvitt målet skall uppfyllas kommer detta att kräva kompensatoriska åtgärder för de regioner som drabbas.

5.1.2 Bensin- och dieselskatterna

I ett andra avsnitt analyseras den regionala fördelningen av bensin- och dieselskatten. Tillvägagångssättet skiljer sig från tidigare studier dels genom att den empiriska huvudkällan är försäljningen av bensin och diesel, uppdelat på olika kommuner, dels genom att vi i denna studie tar hänsyn till att fordonsbeståndet varierar mellan olika kommuner. Med hjälp av regressionsanalys avseende den ”synbara” konsumtionen beräknas skattens regionala fördelning för landets samtliga kommuner. Det finns stora regionala skillnader mellan typiska glesbygdskommuner och stadskommuner, en skillnad som uppgår till flera tusen kronor per person. Medan man i genomsnitt betalade 5–6 000 kronor i (bensin- och diesel-) skatt per invånare i glesbygden är motsvarande tal för t.ex. storstäder 3–4 000. De skatteavdrag som kan göras för arbetsresor uppvisar inte så stora regionala skillnader att de nämnvärt påverkar det slutliga utfallet.

Även på detta område är alltså slutsatsen att en höjning av bensin- och dieselskatten som ett led i den gröna skatteväxlingen medför ökade regionala skillnader.

5.1.3 Ett alternativ till existerande koldioxidskatt

En väsentlig del av punktskatten på energi utgörs av koldioxidskatten. Denna skatt är proportionell mot utsläppen vid den förbränning som sker av t.ex. olja och bensin. Nu finns emellertid även ett betydande koldioxidupptag som är indirekt relaterat till människans verksamhet, nämligen det upptag som sker i den växande skogen. Om en skogsägare låter sin skog växa sker ett

upptag av koldioxid. Det har i debatten om koldioxidskatten funnits förslag om att den nuvarande skatten skall kompletteras med ett bidrag antingen till de områden där skogarna uppvisar en nettotillväxt eller – mer naturligt – till de skogsägare som sköter sin skog så att det sker ett nettoupptag av koldioxid. I detta avsnitt beräknas de regionala effekterna av en sådan tänkt skatteförändring. Inte oväntat finns här ett tydligt regionalt mönster eftersom skogarnas nettotillväxt (per kommun- och länsinvånare) skiljer sig betydligt mellan olika delar i landet. En kalkyl utgående enbart från de privata skogsägarna visar att ett bidrag för skogarnas nettoupptag skulle (med nuvarande tal för upptagen) kraftigt gynna skogsägarna i Jämtland och Kronobergs län. Om beräkningen görs i termer av invånare blir resultat att glesbygden gynnas medan storstäderna missgynnas.

Slutsatsen av detta är alltså att en övergång till ett system med bidrag för skogars koldioxidupptag skulle gynna landets glesbygdsområden, alternativt skogsägare (som i hög grad bor på landsbygden). Om man t.ex. införde en rätt för privata skogsägare att sälja sina skogars koldioxidupptag på en marknad med utsläppsrättigheter skulle detta leda till en inkomstöverföring till människor som i relativt stor omfattning bor i glesbygdsområden och i den meningen ha tydliga regionala effekter. En ökning av den nuvarande koldioxidskatten står i motsättning till målet om icke-ökande regionala skillnader. Ett alternativt system som inkluderar ersättningar till kolsänkan i skogen ger en annorlunda regional profil.

5.1.4 Attityder till rovdjurspolitiken

I ett appendix till kapitlet redogörs för en undersökning av människors attityder till varg och björn.⁷¹ Enligt undersökningen finns stora skillnader mellan de som direkt påverkas av rovdjursstammen (genom att de väljer andra platser för utflykter etc) och de som inte gör det. De förra är avgjort negativa till en ökning av rovdjursstammen i landet, de senare betydligt mer positiva. Eftersom de som påverkas relativt oftare bor i glesbygdsområden finns en tydlig (och ofta medialt kommenterad) regional skillnad i synen på varg- och björnstammen. De som bor i glesbygdsområden har en uttalat negativ inställning eftersom de påverkas, medan de som

⁷¹ Tidigare attitydundersökningar har enbart avsett inställningen till varg.

bor i mer urbana områden är mer positiva, troligen eftersom de inte personligen berörs av rovdjurens existens och närvaro.

5.2 Inledning

På senare tid har den regionala effekten av olika statliga stöd och åtgärder, t.ex. de statskommunala bidragen och fastighetsskatten diskuterats livligt eftersom boende i vissa kommuner betalt mer (eller mindre) än boende i andra delar av landet. I en rapport från ESO: "Regionalpolitiken – tro och vetande" (1999) hävdas t.ex. att denna skattemässiga omfördelning "försvagat drivkrafterna till regional ekonomisk tillväxt" och därmed förutsättningarna för en god tillväxt i hela landet. De regionala effekterna av politikområden är också en fråga av stort politiskt intresse inte bara ur tillväxtsynpunkt eftersom "regional balans" är ett mål som omfattas av de flesta politiska partier.

Miljöpolitikens regionala effekter har i vårt land ej behandlats systematiskt i någon studie och ej heller varit föremål för någon större debatt. Ändå är det uppenbart att regionala effekter finns. En eluppvärmd villa i norra Sverige drar mer ström än motsvarande villa i Sydsverige. Om elskatten höjs drabbas troligen i högre grad boende i norr. Å andra sidan innebär den skattefrihet (koldioxidskatt) som gäller för biobränslen att de som har tillgång till sådana (oftast glesbygdsbor) gynnas. Ett annat exempel är rovdjurspolitiken. När det läggs fast nationella mål om t.ex. hur många vargar det skall finnas påverkar det i hög grad de som bor i de aktuella områdena, medan t.ex. boende i städerna kanske inte påverkas alls. Kostnaderna för en viss utformning av miljöpolitiken kan mycket väl betalas enbart av boende i vissa regioner medan intäkterna kan hamna hos dem som bor i andra delar av landet.

Huvudsyftet med detta kapitel är att med några exempel illustrera miljöpolitikens regionala effekter. Eftersom miljöpolitiken omfattar så många olika områden är en koncentration nödvändig, och här har vi valt att analysera några regionala dimensioner vad gäller punktskatterna på energi. I ett första avsnitt analyseras industrins energiskatter, i ett andra studeras bensin- och dieselskatterna och slutligen analyseras koldioxidskatten. Punktskatterna på energi utgör givetvis endast en mycket liten del av hela miljöpolitiken, och det är möjligt att den bild av de regionala effekterna som här framträder inte är representativ för hela

området. Att koncentrera framställningen till energiskatterna har dock den fördelen att det rör sig om klart mätbara storheter och dessutom är just skatternas utformning och fördelning en fråga som alltid tilldrar sig speciellt politiskt intresse. Det är därför motiverat att närmare se på storleksordningen av de förhållanden vi talar om. Hur stor del av industrins alla kostnader utgörs t.ex. av energiskatterna och hur varierar denna andel mellan olika regioner i landet? Denna och likartade frågor analyseras i detta kapitel.

Det finns ett annat skäl att studera de regionala effekterna av energiskatterna. I skatteväxlingsutredningens slutbetänkande (SOU 1997:11) sades uttryckligen att den ”gröna skatteväxling” som man ansåg önskvärd inte fick utformas på sådant sätt att det drabbade hushåll med låga inkomster eller ökade de regionala skillnaderna.⁷² Eftersom den gröna skatteväxling som nu inletts (omfattande 30 miljarder på 10 år, räknat från 2000) till stor del kommer att beröra energiskatterna är det alltså av vikt att klarlägga de regionala effekterna av tänkbara förändringar.

Som ett fristående appendix till detta kapitel redogörs även för en undersökning av regionala skillnader i attityder till den växande rovdjursstammen.

5.3 Industrin energianvändning och punktskatterna på energi

Det är väl känt att den relativa betydelsen av industrins energiförbrukning varierar kraftigt mellan olika branscher. Och eftersom industrins struktur skiljer sig mellan olika delar av landet innebär detta även en skillnad i energiförbrukningen mellan olika regioner. Statistiska centralbyrån (SCB) tillhandhåller uppgifter om industrins energiförbrukning och energikostnad i olika län år 1999. Dessa siffror redovisas i nedanstående tabell.

⁷²”Kommittén anser att fördelningseffekterna av en skatteväxling nog måste vägas in i hur besluten på detta område fattas. Effekten av en skatteväxling får inte bli att hushåll med små marginaler får sämre välfärd. Inte heller får växlingen leda till att de regionala skillnaderna ökar.” (SOU 1997:11), sid 19.

Tabell 5.1 Industrins energikostnad per sysselsatt år 1999 i olika län (stigande efter energikostnaden per sysselsatt)

<i>Län</i>	<i>Energikostnad per sysselsatt, kronor</i>
Stockholms län	11 898
Kronobergs län	15 622
Västmanlands län	16 376
Jönköpings län	17 985
Jämtlands län	18 001
Västra Götalands län	21 284
Skåne län	22 639
Kalmar län	23 062
Södermanlands län	24 589
Uppsala län	25 475
Östergötlands län	26 809
Örebro län	27 826
Blekinge län	28 380
Västerbottens län	30 421
Gotlands län	31 135
Hallands län	38 871
Gävleborgs län	44 087
Värmlands län	48 279
Norrbottnens län	67 019
Dalarnas län	67 783
Västernorrlands län	91 990
<i>Genomsnitt</i>	<i>27 674</i>

Källa: SCB, specialbeställda data samt egna beräkningar.

Som framgår varierar energikostnaden, mätt som kostnad per industrisysselsatt, kraftigt mellan länen. Den är lägst i Stockholms län, med cirka 11 900 kronor per sysselsatt och högst i Västernorrland med cirka 91 000 kronor. Skillnaden blir mindre, men ändå betydande om den istället ställs i relation till omsättningen. Den är minst i Stockholm med 0,8 procent och högst i Västernorrland med cirka 5,4 procent. Dessa skillnader återspeglar naturligtvis den heterogena industristrukturen, med stor andel finmekanisk industri i Stockholm och en stor andel basindustri, speciellt skogsindustri, i Västernorrland.

Nu är en mycket liten del av industrins energikostnader energiskatter. Industrin är för närvarande undantagen från

energibesiktning bortsett från en reducerad koldioxidskatt och en svavelskatt. I nedanstående tabell utvisas de tariffer som nu är aktuella.

Tabell 5.2 Ett urval av miljö- och energiskatter i kraft 2002-05-07

	<i>Energiskatt</i>	<i>CO₂-skatt</i>
Bensin, miljöklass 2, kr/lit.	3,19	1,46
Diesel, miljöklass 2, kr/lit	1,82	1,798
Olja, miljöklass 2, kr/m ³	1 557	1 798
Gasol, kr/ton	138	1 890
El, kr/kwh	0,140 – 0,198	0
El kr/kwh, industri	0	0
Olja, miljöklass 2 kr/ m ³ , industri	0	539
Gasol, kr/Mton, industri	0	567

Källa: Riksskatteverkets hemsida, punktskatter, www.rsv.se.

Det som i dagligt tal kallas ”energiskatter” består egentligen av två olika skatter; dels en koldioxidskatt som fungerar som en vanlig skatt på utsläpp, dels en egentlig energiskatt som är en skatt på varan ”energi” och som inte har någon direkt koppling till någon miljöstörande verksamhet. För att undvika sammanblandning av dessa båda begrepp betecknar vi summan av energi- och koldioxid-skatten för ”punktskatten på energi”.

Nu är den ovanstående tabellen inte uttömmande. Det finns många olika klasser av t.ex. diesel och eldningsolja. En god bild av spridningen ges av elskatterna som har fyra olika tariffer beroende på om man bor i norra⁷³ eller södra Sverige, om elen går till industrianvändning (inklusive jordbruk, skogsbruk, växthusodling) eller ej samt huruvida den används i elpannor eller ej⁷⁴. Dessutom finns en lång rad undantag till de tariffer som återges i tabell 5.2, t.ex. för delar av metallvaruindustrin (som har en mycket hög

⁷³ Med Norra Sverige menas Norrbottens län, Västerbottens län och Jämtlands län samt kommunerna Sollefteå, Ånge, Örnsköldsvik, Ljusdal, Torsby, Malung, Mora, Orsa och Älvdalen.

⁷⁴ Att energiskatten blir högre om den används ”under tiden 1 november – 31 mars i elektriska pannor som ingår i en elpanneanläggning vars installerade effekt överstiger 2 megawatt” kan synas vara ett egendomligt krav. Det har dock sin troliga förklaring i att man på detta sätt vill förhindra t.ex. kommunala värmeverk att använda elkraft i stället för t.ex. biobränslen.

energiförbrukning) samt för gruvindustrin (som har en mycket stor dieselförbrukning). Ovanpå detta kommer en allmän spärregel för industrin med innebörden att de samlade punktskatterna på energi får uppgå till högst en viss procent av omsättningen. För industrin gäller eljest som grundregel att man inte betalar några energiskatter och 30 procent av de koldioxidskattesatser som gäller för hushåll.

Det är alltså en brokig bild som uppvisas av de svenska miljö- och energiskatterna. Men eftersom industrin i stort sett är undantagen från beskattning är också kostnaden för skatten mycket liten. En uppfattning av skatternas storlek ges av tabell 5.3, där skatternas storlek i förhållande till de totala energikostnaderna anges.⁷⁵

Som väntat finns här samma länsvisa skillnader som i tabell 5.1 ovan. Stockholms läns industri betalar den lägsta andelen punktskatter på energi (4 procent av de totala energikostnaderna) samt även det lägsta beloppet räknat i kronor per sysselsatt. Andelen skatter är ungefär dubbelt så hög i Dalarnas län och beloppet i kronor är ungefär tio gånger så stort. Anledningen till att punktskatternas andel av energikostnaderna slår så olika i olika län är givetvis att sammansättningen av energislagen skiljer sig åt. I Stockholms läns industrier använder man i högre grad energi utan koldioxidbeskattning (t.ex. elkraft) medan förhållandet på t.ex. Gotland är det omvända.

⁷⁵ Observera att siffrorna här baseras på skatter år 2000 eftersom energiuppgifterna är från detta år.

Tabell 5.3 Industrins punktskatter på energi (stigande efter skatt per sysselsatt)

<i>Län</i>	<i>Procent av totala</i>		<i>Teoretisk effekt på industrisyssel- sättning, antal</i>
	<i>energikostnaden</i>	<i>Kronor per sysselsatt</i>	
Stockholm	4,0	481	-17
Västmanland	4,3	703	-8
Jämtland	4,8	857	-3
Kronoberg	5,8	901	-10
Jönköping	5,1	922	-20
Västra Götaland	6,3	1 346	-71
Uppsala	5,4	1 365	-9
Örebro	5,6	1 564	-13
Östergötland	6,1	1 644	-23
Södermanland	6,8	1 679	-17
Kalmar	7,6	1 752	-21
Blekinge	7,2	2 036	-13
Västerbotten	6,9	2 100	-16
Skåne	9,4	2 136	-79
Halland	7,4	2 869	-23
Gotland	9,5	2 944	-4
Gävleborg	6,9	3 020	-32
Värmland	9,1	4 383	-45
Västernorrland	5,2	4 781	-28
Norrbottn	7,3	4 906	-31
Dalarna	7,9	5 375	-40
<i>Totalt</i>	<i>6,8</i>	<i>1 873</i>	<i>-537</i>

Källa: SCB, specialbeställda data samt egna beräkningar.

Det är alltså uppenbart att punktskatterna på energi slår mycket olika beroende på den regionala industristrukturen. En intressant följdfråga blir då vad detta betyder i sysselsättningstermer. Ett rimligt första antagande för sådana kalkyler är att den totala sysselsättningen i landet inte påverkas alls, åtminstone inte på lite längre sikt. Den totala nivån på punktskatterna på energi i förhållande till det totala skatteuttaget är så liten att det knappast påverkar arbetsutbudet och därmed inte heller den totala sysselsättningen. Däremot kan skatterna givetvis påverka den branschvisa sammansättningen av sysselsättningen. Om punktskatterna på

energi ökar kommer produktionskostnaderna och därmed produktpriserna i de energitunga sektorerna att öka mest och detta kommer att medföra en minskad efterfrågan och produktion. Eftersom vi antar att den totala sysselsättningen är konstant medför detta att produktion och sysselsättning ökar i de mer energisnåla sektorerna där de relativa kostnaderna fallit. Exakt hur stora omflyttningseffekter det är fråga om beror givetvis på de konkreta efterfråge- och utbudssambanden, men en enkel modell kan ge viss vägledning. Vi antar en ekonomi där:

- Vi har två sektorer, en energitung och en mer energisnål.
- Utbuds- och efterfrågekurvorna är linjära och med elasticiteterna +1 respektive -1.
- Sysselsättningen i varje sektor är proportionell mot produktionen.

Vi antar att (styck-)produktionskostnaderna i den ena sektorn stiger med X procent beroende på en stegring av energiskatterna och att de samtidigt faller med Y procent i den energisnåla. (Vi antar att den offentliga sektorn håller budgetsaldot oförändrat och att skatteinkomsterna från den energitunga sektorn transfereras över (genom t.ex. sänkningar av skatter) till den energisnåla.) Det går då att visa att sysselsättningen i den energitunga sektorn faller med cirka $0,5 \cdot X$ procent och att den ökar med cirka $0,5 \cdot Y$ procent i den energisnåla. Detta betyder att cirka $0,5 \cdot X$ procent av arbetskraften som för närvarande sysselsätts i den energitunga sektorn lämnar sina jobb för att (så småningom) övergå till den andra sektorn.

Hur stor sysselsättningseffekten blir beror naturligtvis bl.a. på antagandena om elasticiteterna. I sin tur är realismen hos dessa antaganden beroende på vilken sikt det hela rör sig om. Ett antagande om en utbudselasticitet = + 1 är kanske realistiskt på kort och medellång sikt, medan det på längre sikt är mer realistiskt med ett mer elastiskt utbud. Detta beror på att en stor del av kapitalkostnaderna är "sunk cost" på kort och medellång sikt medan alla insatsfaktorer är rörliga på lång sikt. Å andra sidan ökar vanligen de teknologiska substitutionsmöjligheterna på längre sikt varför en given faktorprisförändring får större genomslag på kort än på lång sikt.

En helt korrekt analys av sysselsättningseffekter måste alltså precisera såväl utbuds- som efterfrågeelasticiteter samt produktionsteknologins substitutionselasticiteter. Eftersom sådana

beräkningar alltid är svåra att utföra⁷⁶ är det vanligt att man förenklar beräkningarna genom en enkel schablonregel, t.ex. att den relativa förändringen av sysselsättningen står i någon fix proportion till den relativa förändringen av omsättningen. En sådan kalkyl återfinns längst till höger i tabell 5.3. Där antas att om energiskatterna utgör Z procent av den totala omsättningen så antas de minska industrisysselsättningen $0,5 \cdot X$ procent.⁷⁷ Detta är naturligtvis ett starkt förenklat antagande och införs enbart för att ge en uppfattning om storleksordningen på de effekter vi talar om. Givet dessa antaganden så framgår att industrins nuvarande energiskatter bör ha mycket liten betydelse för industrisysselsättningen, och detta gäller samtliga län. Den största relativa effekten har de naturligtvis i de energitunga skogslänen, men inte heller där uppgår den potentiella sysselsättningseffekten till mer än något tiotal personer. Man kan alltså lugnt påstå att de regionala sysselsättningseffekterna av industrins nuvarande energi- och koldioxidskatter är av mycket liten betydelse.

5.3.1 Effekten av förändrade energiskatter

Det ovanstående belyser storleken (och betydelsen) av industrins punktskatter på energi i dagsläget. Från tid till annan diskuteras (och vidtas) förändringar av existerande tariffer och det kan vara av intresse att belysa de potentiella effekterna av sådana förändringar. En regel som ibland ifrågasätts är de speciella regler som gäller för industrin. Dessa specialregler kan strida mot EUs konkurrens- och statsstödsregler och det är möjligt att de, om de prövas rättsligt, kommer att förbjudas.⁷⁸ De svenska specialreglerna granskas av EU-kommissionen. För att kunna bibehålla dessa regler krävs ett godkännande av kommissionen. Mot den bakgrunden kan det vara intressant att belysa de effekter som ett avskaffande av industrins specialregler skulle kunna få.

Vi genomför nu ett räkneexempel där grundantagandet är att industrin får samma energi- och koldioxidskatter som nu gäller för

⁷⁶ Och inte sällan heller otillförlitliga p.g.a. det stora antalet empiriska parametrar som måste specificeras.

⁷⁷ Observera att det är industrins sysselsättning som minskar med det angivna antalet. Den totala sysselsättningen i landet påverkas ej, däremot påverkas branschsammanställningen och därigenom sysselsättningens regionala fördelning.

⁷⁸ Bland annat har man i Österrike haft ett liknande fall där EG-domstolens dom blev att undantagsreglerna stred mot EU:s regler.

privatpersoner. Vi antar att skatteökningen blir 2 000 kronor/m³ för eldningsolja klass 1 samt 2 500 kr/m³ olja klass 2–6, vidare att elskatten stiger med 15 öre/kwh i norra Sverige och 17 öre/kwh i södra Sverige samt att gasolskatten stiger med 1 300 kr/kg. I nedanstående tabell belyses de kostnadsmissiga och sysselsättningsmissiga konsekvenserna av dessa höjningar

Tabell 5.4 Förändringar om industrins energiförbrukning skulle beskattas med samma tariffer som gäller för hushåll

	<i>Ökning av energiskatter, kr per anställd vid fullt genomslag</i>	<i>Teoretisk förändring av antalet anställda</i>	<i>Teoretisk förändring av antalet anställda i procent av all industri- sysselsättning</i>
Stockholms län	977	286	-0,28
Jämtlands län	346	-29	-0,42
Kronobergs län	361	-92	-0,40
Jönköpings län	882	-196	-0,46
Västmanlands län	042	-105	-0,35
Skåne län	10 216	-378	-0,41
Västra Götalands län	13 294	-704	-0,47
Södermanlands län	14 253	-144	-0,62
Kalmar län	15 478	-193	-0,71
Örebro län	15 815	-133	-0,47
Uppsala län	16 735	-110	-0,77
Blekinge län	18 200	-115	-0,69
Västerbottens län	19 804	-149	-0,79
Östergötlands län	20 995	-376	-0,88
Hallands län	24 942	-197	-0,99
Gotlands län	26 840	-37	-1,02
Gävleborgs län	31 295	-328	-1,09
Värmlands län	42 034	-435	-1,66
Dalarnas län	44 689	-332	-1,28
Norrbottens län	51 520	-321	-1,77
Västernorrlands län	77 859	-456	-2,27
<i>Genomsnitt/ total</i>	<i>18 327</i>	<i>-5 260</i>	<i>-0,69</i>

Här bör först observeras att vi utgått från att en ökning av punkt-skatterna på energi får ett fullt genomslag i kostnaderna. Som påpekades ovan är detta sant endast i det korta perspektivet. På lite

längre sikt finns det möjligheter till substitution, t.ex. genom att använda mer kapital istället för energi, varför genomslaget inte blir så stort som anges ovan.⁷⁹

Som framgår skulle i detta fall kostnaderna öka med i genomsnitt 18 300 kronor per anställd. Skillnaderna mellan länen är emellertid betydande. Ökningen skulle bli minst i Stockholm, med cirka 7 000 kronor per anställd, medan den skulle bli bortåt tio gånger så stor, eller nära 80 000 kronor per anställd i Västernorrlands län. Ökningen av energikostnaderna skulle bli betydande, i genomsnitt skulle de stiga från 27 000 kronor per anställd (se tabell 5.1 ovan) till cirka 45 000 kronor. I Västernorrland skulle kostnaderna stiga från 92 000 kronor till 170 000 kronor per anställd.

Om vi gör samma schablonmässiga antagande som tidigare framgår av den mellersta och högra kolumnen i tabellen att effekterna på sysselsättningen ändå blir tämligen måttliga. Kostnaderna skulle stiga med 1–1½ procent och den totala industrisysselsättningen skulle då minska med cirka 5 000 personer i landet. Som väntat varierar effekten också här kraftigt mellan länen, från cirka 0,28 procent i Stockholm till det tiodubbla i Västernorrland. I det senare länet skulle, enligt våra antaganden, närmare 500 personer mista sina arbeten inom industrin om energitarifferna förändrades på detta sätt.

5.3.2 Industrins energiskatter – en utvidgad analys för skogsindustrin

I den modell vi arbetat med ovan har vi antagit att den totala sysselsättningen i landet är oberoende av eventuella förändringar av t.ex. energiskatterna. Men detta antagande innebär inte att en förändring av miljöskatter eller annat på ett område kan ske utan effekter. Relativa priser på varor och faktorer kommer att förändras och detta leder i sin tur till överströmningar av arbetskraft från en sektor till en annan. Ovan har vi studerat storleken på dessa strömmar mellan industrin och övrig ekonomi, nedan skall vi studera hur förhållandena kan te sig inom en bransch inom industrin, nämligen skogsindustrin.

⁷⁹ Det bör dock rätteligen påpekas att det finns många industrier där det av rent termodynamiska skäl finns små möjligheter att substituera bort energin. Det fordras t.ex. en viss kemiskt bestämd mängd kol för att reducera ett ton järnmalm oavsett priset och ligger man nära den gränsen finns inga substitutionsmöjligheter alls.

Den modell vi arbetar med är i princip av samma typ som den som ovan användes vid beräkningen av effekterna inom industrin. Vi antar linjära efterfråge- och utbudskurvor och vissa värden för elasticiteterna. Beträffande den svenska skogsindustrins marknadsförhållanden utgör USA och Kanada vid sidan av Finland Sveriges viktigaste konkurrenter, både i Västeuropa och på andra håll i världen. Konkurrensen styrs till stor del av konjunkturen i USA. Förhållandet kan förklaras med att merparten av Kanadas produktion av skogsprodukter går på export till USA. När efterfrågan på denna marknad faller uppstår ett utbudsöverskott (både i USA och Kanada) och detta överskott bjuds då ut på den europeiska marknaden. Detta medför fallande priser och minskad produktion och marknadsandelar för de svenska företagen. När den amerikanska konjunkturen vänder uppåt igen så ökar efterfrågan varvid utbudet på den europeiska marknaden minskar.⁸⁰

Med hänvisning till ovanstående byggs modellen utifrån antagandet att världen är uppdelad på tre olika marknader: USA/Kanada (USK), Sverige (S) och Övriga Världen (ÖV). För vart och ett av dessa områden finns en utbuds- och en efterfrågekurva:

$$P = a_i + b_i Q_{iu} \quad (1,2,3)$$

Detta är utbudskurvan i område i (=USK, S och ÖV), Q_{iu} = den utbudna mängden dvs. produktionen) i området. På motsvarande sätt kan vi teckna de olika efterfrågekurvorna:

$$P = c_i + e_i Q_{id} \quad (4,5,6)$$

Där "i" står för området "d" för efterfrågan. Q_{id} är alltså konsumtionen av skogsprodukter i område i .

Vi har nu sex olika ekvationer med sju obekanta (tre utbuds(produktions-)mängder, tre efterfråge -(konsumtions-)mängder samt priset). Men vi har också en sjunde ekvation, nämligen att summa utbud i världen skall vara lika med summa efterfrågan, dvs.

$$Q_{USKu} + Q_{SVu} + Q_{ÖVu} = Q_{USKd} + Q_{SVd} + Q_{ÖVd} \quad (7)$$

⁸⁰ En formell teoretisk och empirisk analys av denna "cykliska dumpning" återfinns i Brännlund & Löfgren (1995).

Om samtliga parametrar i utbuds- och efterfrågefunktionerna (dvs. alla a_i, b_i, c_i och e_i) vore kända kan de sju ekvationerna ovan lösas för alla obekanta och vi skulle få numeriska värden på pris, produktion (utbud) och konsumtion (efterfrågan) i alla områden. På detta sätt har vi en simuleringsmodell som tillåter oss att på ett enkelt sätt kvantifiera effekterna av t.ex. en förskjutning av utbudskurvorna i USA/Kanada som en följd av ändrade energiskatter.⁸¹

Vi har genomfört en lång rad simuleringar utgående från aktuella data över produktion och export i de olika områdena. De har utförts under antagandena att vi har fyra olika slag av skogsprodukter: Sågade varor, Massa, Tidningspapper och Övrigt papper.⁸² Vi har vidare antagit att energi- och koldioxidskatterna ökar till samma nivå som för hushållen. Detta skulle för Massa- och Pappersindustrin innebära en ökning av rörelsekostnaderna med 6,2 procent (cirka 4,9 miljarder kronor) medan motsvarande tal för trävaruindustrin (bl.a. sågverken) skulle uppgå till 0,82 procent (cirka 350 miljoner kronor). Vi utgår från dessa värden och räknar på två fall, dels ett som avser effekterna på kort sikt med en utbudselasticitet = + 1 och dels ett som avser de långsiktiga effekterna med en utbudselasticitet = +5. Resultaten återges i tabell 5.5.

⁸¹ För en mer detaljerad beskrivning av modellen, se Wibe (2001).

⁸² Vi har utgått från aktuella produktions- och exportdata från år 1999, FAO: Forest products och ECE Timber Bulletin (LIII:No5). Genom att uppgifter finns för produktion och konsumtion av varje produktslag och för varje område, och vi dessutom antagit att jämviktspriset = 100, så har vi en punkt på varje områdes utbuds- och efterfrågekurva. Om vi vidare specificerar priselasticiteten (dvs. "lutningen" på efterfråge- och utbudskurvorna) så erhålles ett andra samband för varje ekvation, och dessa båda kan tillsammans bestämma värden för parametrarna.

Tabell 5.5 Skogsindustrins produktion och export vid en hypotetisk höjning av energiskatterna till samma nivå som gäller för hushållen

	Ursprungligt värde	Med skatthöjning Kort sikt	Med skatthöjning, Lång sikt
<i>Sågade varor</i>			
Produktion, m3	14 858	14 739	14 271
Export, m3	10 308	10 190	9 722
<i>Pappersmassa</i>			
Produktion, kton	10 693	10 234	7 733
Export, kton	2 960	2 370	24
<i>Tidningspapper</i>			
Produktion, kton	2 508	2 366	1 815
Export, kton	2 038	1 897	1 346
<i>Övrigt papper</i>			
Produktion, kton	7 563	7 127	5 399
Export, kton	6 772	6 336	4 609

Beräkningarna visar att den svenska skogsindustrin kommer att krympa betydligt utom vad avser sågverken. (Något som givetvis beror på att skatthöjningen där enbart leder till en liten kostnadsökning.) Resultaten varierar givetvis beroende på antagandena om utbudselasticiteten, och vi får kraftiga produktions- och exporteffekter om vi antar att utbudet är elastiskt. För t.ex. pappersmassan gäller att exporten nästan helt raderas ut.

Resultaten kan nu användas för att beräkna t.ex. regionala sysselsättningseffekter. Vi antar som tidigare att sysselsättningen minskar med halva procenttalet av produktionen och får då följande effekter på kort och lång sikt.

Tabell 5.6 Regionala sysselsättningsförändringar i skogsindustrin (massa- och pappersindustri samt trävaruindustri) länsvis om energiskatterna blir desamma som för hushållen. Effekter på lång och kort sikt.

<i>Län</i>	<i>Nuvarande</i>	<i>Teoretisk minskning,</i>	<i>Teoretisk minskning,</i>
	<i>sysselsättning,</i>	<i>antal</i>	<i>antal</i>
	<i>antal</i>	<i>Lång sikt</i>	<i>Kort sikt</i>
Södermanland	321	9	2
Västmanland	599	17	5
Gotland	125	3	1
Stockholm	2 260	162	45
Jämtland	864	25	8
Västra Götaland	10 150	589	136
Örebro	2 110	121	30
Skåne	6 754	380	99
Blekinge	1 395	86	19
Uppsala	1 090	59	16
Kronoberg	2 504	112	28
Jönköping	5 103	219	56
Östergötland	3 608	238	58
Västerbotten	2 867	85	22
Kalmar	5 394	242	61
Norrbottn	2 990	160	42
Dalarna	4 319	228	56
Halland	3 170	196	49
Gävleborg	6 823	382	95
Värmland	5 518	343	88
Västernorrland	5 874	384	96
<i>Totalt</i>	<i>73 838</i>	<i>4 040</i>	<i>1 012</i>

Som framgår av tabell 5.6 blir det åter stora regionala skillnader vad avser sysselsättningseffekterna. Totalt beräknas sysselsättningen minska med drygt 4 000 personer på lång sikt, eller cirka 6 procent i förhållande till den nuvarande nivån.⁸³ På kort sikt, dvs. med samma värden på elasticiteter som för beräkningarna i tabell 5.4 blir

⁸³ Det bör dock poängteras att "skogsmodellen" inte innehåller någon växelkursmekanism. Introducerandet av en sådan skulle göra sysselsättningseffekterna mindre. Om skogsexporten skulle falla skulle detta leda till en depreciering av kronan som inte bara skulle dämpa minskningen av skogsexporten utan även öka all övrig export.

effekterna cirka en fjärdedel, eller cirka 1 000 personer. För industrin blir de regionala effekterna faktiskt relativt sett (dvs. i förhållande till hela branschens sysselsättning) störst i Stockholms län, därför att länet har en relativt stor andel massa- och pappersindustri i förhållande till trävarudelen.

Då det gäller effekterna på den totala industrisektorn blir dessa störst där det finns mycket av den energitunga pappersframställningen. Procentuellt sett blir effekterna minst på Gotland och i Mälardalen, medan de största effekterna (återigen) uppkommer i skogslänen: Västernorrland, Värmland, Gävleborg, Dalarna och Norrbotten. Här kan dock noteras att även Halland drabbas relativt mycket.

5.3.3 Sammanfattning

Ovanstående analys av industrins energikostnader visar på den skillnad mellan storstad och glesbygd som finns vad avser industrins struktur. Den tunga basindustrin, med sin stora energiförbrukning, är lokaliserad i typiska glesbygdslän. Skillnaden i energiförbrukning innebär t.ex. att energikostnaden i de fyra energitunga länen (Västernorrland, Dalarna, Norrbotten och Värmland) uppgår till mellan 50 och 100 tusen kronor per anställd och mellan 10 och 20 tusen kronor i de typiska storstadslänen. Det bör dock understrykas att skillnaden mellan storstad och glesbygd inte är entydig. Tre typiska glesbygdslän: Jämtland, Kronoberg och Jönköping har också mycket låga energikostnader inom sin industri.

Som framgått utgör punktskatterna på energi för närvarande en mycket liten andel av industrins totala kostnader, endast en tiondel av energikostnaderna eller cirka 2 000 kronor per industrisysselsatt. I de energitunga sektorerna kan denna andel uppgå till det dubbla, eller cirka 4 000 kronor. En rimlig bedömning är att punktskatterna på energi i dag belastar industrin med så obetydliga kostnader i samtliga län, att de ur sysselsättningsynpunkt motsvarar en ökning/minskning med något tiotals personer i varje län. Om man t.ex. fördubblade energiskatterna från den nuvarande nivån så skulle den totala industrisysselsättningen i landet minska med kanske 500 personer totalt sett.

Industrin nuvarande energibeskattnings är emellertid låg beroende på de specialregler som finns.⁸⁴ Om industrin ålades att betala efter samma tariffer som privatpersoner (och övrigt näringsliv) skulle energiskatterna nära nog tiodubblas. För industrin i de typiska skogslänen skulle det innebära en kostnadsstegring motsvarande drygt 50 000 kronor per anställd. En sådan ökning skulle självfallet leda till betydande effekter, men i inget län skulle denna (hypotetiska) sysselsättningseffekt uppgå till mer än cirka 5 procent av den totala industrisysselsättningen. Detta beror naturligtvis på att produktionen per anställd i de energitunga näringarna är hög beroende på kapitalandelen, något som begränsar effekterna på sysselsättningen.

Det bör dock observeras att dessa siffror är genomsnitt för hela län. Det finns delar av industrin, t.ex. metallvaruindustrin där energikostnaden är relativt sett högre. Om specialreglerna för dessa sektorer togs bort blev effekterna säkerligen drastiska. En sådan utveckling skulle säkerligen drabba enskilda orter, ofta belägna i glesbygdslän, mycket hårt. Det bör också observeras att de sysselsättningsberäkningar som redovisats bygger på en enkel schablonmodell där vi utgått från värden på utbuds- och efterfrågeelasticiteter som är rimliga på kort eller medellång sikt. Som visas i exemplet med skogsindustrin kan de långsiktiga effekterna bli avsevärt större.

Det skall även slutligen poängteras att vi här endast kvantifierat utslagningseffekten av t.ex. en energiskatthöjning. Arbetskraft som friställs på detta sätt kommer normalt att erhålla ny anställning och många av dessa i samma län som tidigare. Nettoeffekten för sysselsättningen i ett län kan alltså bli betydligt mindre än vad de bruttosiffror som anges ovan.

5.4 Bensin- och dieselskatten

Vid flera tillfällen under 1990-talet har bensin- och dieselskattens regionala effekter diskuterats och år 1994 kom en ESO-rapport (Jansson & Wall (1994)) där ämnet behandlades. Denna studie baserades på intervjuundersökningar av hushållens utgifter (HUT) för drivmedel i sju regioner i landet: Stockholm, Göteborg, Malmö, Större städer, Södra mellanbygden, Norra tätorten och Norra Glesbygden. Huvudslutsatsen var att regionala skillnader fanns

⁸⁴ Det bör poängteras att flera EU-länder har specialregler för industrin energibeskattnings.

eftersom de som bodde i typiska glesbygdsområden körde längre sträckor per år. Den årliga bensinförbrukningen var t.ex. 1 577 liter per personbil i Norra glesbygden, medan motsvarande tal för de som bodde i Stockholm var 1 324. Därvid uppkom en regional effekt av bensinskatten, men som talen anger så var skillnaderna mellan olika landsändar inte speciellt stor.

I en nyligen utförd studie byggde Fridén (2002) vidare på studien från 1994 och beräknade bl.a. hur hushållens konsumentöverskott skulle påverkas av en höjning av bensinskatten. Fridén fann tydliga regionala skillnader som alla gick i samma riktning som hos Jansson och Wall. Fridén fann också att skillnaderna ökade då man tog hänsyn till att även bilinnehavet (per person) varierade mellan landets kommuner (Fridén (2002, sid 137)).

Föreliggande studie skiljer sig från Fridéns på ett par avgörande punkter. För det första beräknar vi inte bara skatten för privatbilismen utan för hela fordonsparken, dvs. vi inkluderar även bussar och lastbilar. Vidare utgår vi inte från hushållens utgifter⁸⁵, utan från ett material som visar den totala bensin- och dieselförsäljningen i landets alla kommuner. Det tillåter oss att arbeta med regionala effekter på kommunnivå. Slutligen skiljer vi oss från Jansson och Walls studie (1994) genom att vi beaktar att antalet bilar (och bussar) varierar mellan landets olika kommuner.

Punktskatten uppgick år 2001 för bensin (miljöklass 1) till 4 kronor och 50 öre per liter (3,26 kr i energiskatt och 1,24 kr i koldioxidskatt) Eftersom skatten momsbeläggs är den totala skatten på bensin i dag cirka 5,40 kronor per liter. För diesel är skatten lägre, cirka 3,50 kronor per liter inklusive den moms som läggs på skatten.⁸⁶ Eftersom skatten tas ut per liter blir den direkt proportionell mot konsumtionen och skattens regionala dimension sammanfaller då med konsumtionens. Uppgifter om försäljningen finns ända ner på kommunnivå, och i ett första steg kallar vi detta den **synbara konsumtionen**. Genom att multiplicera denna med skatten per liter går det att få en första approximation av skattens regionala fördelning. Det framgår då att bensinskatten varierar betydligt mellan olika regioner, från drygt 1 000 kronor per person till 7–8 000 per person i extremfallet. En statistisk analys visar att variationen till en del beror på hur stor kommunen är, både vad avser befolkning och yta: Ju större befolkning desto mindre

⁸⁵ Även Fridén (2001) utgår från hushållens utgifter, närmare bestämt 1996 års utgiftsbarometer.

⁸⁶ Avrundat nedåt då näringslivets bensin- och dieselförbrukning är momsfri.

(synbar) bensinkonsumtion per invånare, ju större yta desto större (synbar) konsumtion per invånare.

De skattetal som anges avser skatt per person. Räknat per hushåll kan effekten alltså bli betydande. Om vi räknar med cirka 2,5 personer per hushåll finns en skillnad på cirka 15 000 kronor per år för de hushåll som (synbarligen) betalar mest och de som betalar minst. Inte oväntat återfinner vi samma variation vad avser dieselskatten som faktiskt varierar ännu mer än bensinskatten. Det finns över 100 kommuner där man (synbarligen) betalar mindre än 1 000 kronor per person och år i dieselskatt, men samtidigt finns det ett tjugotal där man betalar mer än 4 000 kronor per person. Spridningen är alltså stor.

De siffror vi har utgår från försäljningen av bensin och diesel i de olika kommunerna. Men det är självklart att dessa siffror endast till en del återspeglar verklig konsumtion av kommunens invånare. Turismen står för en stor del av konsumtionen (cirka 35 procent av alla bilresor anges som "fritidsresor") och dessutom finns genomfartstrafik och liknande. Av denna anledning är de direkta försäljningssiffrorna inte proportionella mot kommuninvånarnas verkliga konsumtion och därför heller inte proportionella mot de faktiska skattebetalningar som kommunens invånare gör. Totalsiffrorna för landet är, bortsett från en obetydlig del som omfattar utländska fordons trafik i Sverige, per definition korrekt, och på länsnivå torde siffrorna också vara rimliga som approximationer, men då vi går ned på kommunnivå måste vi räkna med betydande avvikelser i enskilda fall på grund av de faktorer vi nämnt.

För att justera för detta har vi använt en modell där det antas att de faktiska skattebetalningar som görs av invånarna i kommun X beror på fordonsbeståndet (dvs. antalet bilar, bussar och lastbilar per invånare) samt på kommunens arealmässiga storlek. I princip innebär detta att vi antar att bilar och bussar registrerade i kommunen också ägs av kommunens invånare (ett mycket rimligt antagande) samt att en bil (buss) körs ungefär lika mycket, dock med en viss korrektion för kommunens areal, oavsett var i landet kommunen är belägen. För att precisera parametervärdena har vi först skattat ett samband där den "statistiska" skattekostnaden (dvs. den som baseras enbart på försäljningssiffror) förklaras av fordonstäthet och kommunstorlek. Regressionen har formen:⁸⁷

⁸⁷ t-kvoter är 1,58; 4,74; 2,92 och 2,99. Justerad $r^2 = 0,25$.

$$\text{Skatt/person} = -1730 + 11630 \text{ BT} + 48194 \text{ DT} + 0,1398 \text{ AR}$$

där BT = antal bilar per invånare (i kommunen), DT= antal bussar + lastbilar per invånare och AR = kommunens areal i km². Skatt/person avser den totala bensin- och dieselskatten per person baserat enbart på försäljningssiffrorna. Denna ekvation används nu för att skatta verklig drivmedelskonsumtion (och skatt) i kommunerna utifrån fordonsbestånd och areal⁸⁸. Förfarandet innebär att vi ”jämnar ut” den existerande spridningen och antar att det sanna skattevärdet i en kommun endast beror på fordonspark och kommunareal. Eftersom arealeffekten är tämligen liten och med hänvisning till de resultat som framkom i Jansson & Wall (1994) (se ovan) är det möjligt att detta underskattar den faktiska konsumtionen i vissa glesbygdsområden (och överskattar den i vissa storstadsområden), men eftersom tidigare studier inte angivet några resultat på kommunnivå har de här gjorda antagandena ansetts kunna utgöra en rimlig första approximation.

Genom att använda denna beräkning erhålles nedanstående värden.

Tabell 5.7 Beräknad bensin- och dieselskatt i kronor per år och invånare i landets olika kommuner

<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>	<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>	<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>
Kiruna	8 830	Aneby	5 397	Ystad	4 747
Jokkmokk	8 637	Robertsfors	5 392	Skara	4 719
Gällivare	8 410	Mellerud	5 371	Degerfors	4 719
Pajala	8 070	Haparanda	5 47	Vänersborg	4 718
Härjedalen	7 966	Töreboda	5 340	Mariestad	4 699
Arjeplog	7 853	Hylte	5 331	Staffanstorps	4 680
Malung	7 705	Falkenberg	5 318	Olofström	4 675
Älvdalen	7 642	Vetlanda	5 318	Nässjö	4 669
Storuman	7 384	Emmaboda	5 308	Höganäs	4 664
Strömsund	7 365	Herrljunga	5 307	Eslöv	4 661
Torsby	7 311	Hudiksvall	5 302	Lomma	4 655
Vilhelmina	7 192	Kinda	5 301	Tranås	4 655
Överkalix	7 170	Söderköping	5 295	Bromölla	4 633
Sorsele	7 105	Boxholm	5 294	Halmstad	4 623

⁸⁸ Dvs. i regressionskvationen isattes de verkliga värdena för respektive kommuns bil-, buss- och lastbilsbestånd (samt arealen) varefter ett estimerat värde för skatten per person erhöles.

<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>	<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>	<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>
Åre	6 987	Kil	5 279	Härryda	4 618
Älvsbyn	6 843	Vingåker	5 261	Kumla	4 601
Övertorneå	6 840	Tierp	5 259	Uddevalla	4 599
Arvidsjaur	6 829	Arvika	5 258	Kalmar	4 598
Berg	6 808	Sölvesborg	5 252	Västervik	4 590
Ljusdal	6 787	Hjo	5 241	Kristinehamn	4 572
Solna	6 777	Hässleholm	5 238	Arboga	4 558
Ånge	6 731	Habo	5 238	Åmål	4 552
Norsjö	6 706	Mörbylånga	5 230	Ale	4 548
Ragunda	6 694	Alvesta	5 229	Surahammar	4 546
Bjurholm	6 642	Värgårda	5 223	Älvkarleby	4 539
Krokom	6 624	Skurup	5 220	Karlstad	4 520
Bräcke	6 560	Vännäs	5 220	Hallstahammar	4 491
Årjäng	6 530	Enköping	5 210	Trelleborg	4 461
Sollefteå	6 523	Östhammar	5 203	Karlskrona	4 454
Åsele	6 522	Sävsjö	5 199	Mullsjö	4 449
Malå	6 473	Osby	5 195	Köping	4 435
Vara	6 399	Hallsberg	5 190	Fagersta	4 431
Laholm	6 383	Torsås	5 187	Sotenäs	4 425
Lycksele	6 281	Oskarshamn	5 175	Lerum	4 420
Orust	6 274	Ljusnarsberg	5 173	Vallentuna	4 418
Vansbro	6 218	Storfors	5 167	Härnösand	4 408
Örnsköldsvik	6 204	Grums	5 160	Lessebo	4 402
Ydre	6 186	Hällefors	5 156	Karlskoga	4 398
Mora	6 181	Sala	5 153	Perstorp	4 395
Kalix	6 174	Lidköping	5 149	Motala	4 378
Eda	6 159	Stenungsund	5 143	Alingsås	4 367
Piteå	6 137	Trollhättan	5 143	Lysekil	4 360
Vindeln	6 114	Högsby	5 141	Jönköping	4 339
Dorotea	6 109	Falköping	5 140	Borås	4 332
Munkedal	6 103	Munkfors	5 139	Gävle	4 252
Tanum	6 102	Tidaholm	5 138	Nacka	4 224
Sunne	6 071	Håbo	5 128	Ekerö	4 216
Svenljunga	5 980	Gnesta	5 123	Eskilstuna	4 205
Sjöbo	5 972	Gnosjö	5 108	Hammarö	4 135
Säter	5 957	Flen	5 105	Västerås	4 135
Lekeberg	5 956	Nora	5 103	Österåker	4 111
Ödeshög	5 954	Falun	5 102	Umeå	4 101
Svalöv	5 935	Gislaved	5 100	Danderyd	4 091

<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>	<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>	<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>
Tomelilla	5 844	Norberg	5 098	Örebro	4 035
Gotland	5 818	Ängelholm	5 094	Norrköping	4 004
Nordanstig	5 810	Tibro	5 094	Täby	3 996
Essunga	5 797	Bollebygd	5 090	Värmdö	3 963
Båstad	5 776	Karlsborg	5 084	Möndal	3 962
Orsa	5 770	Höör	5 084	Linköping	3 942
Hörby	5 762	Vaggeryd	5 076	Helsingborg	3 907
Grästorp	5 760	Nyköping	5 076	Vaxholm	3 871
Dals-Ed	5 750	Timrå	5 064	Södertälje	3 854
Hagfors	5 728	Nybro	5 063	Nynäshamn	3 807
Askersund	5 725	Sundsvall	5 061	Burlöv	3 807
Boden	5 723	Katrineholm	5 049	Sollentuna	3 806
Lindesberg	5 699	Bjuv	5 047	Upplands-Vby	3 774
Markaryd	5 687	Värnamo	5 031	Oxelösund	3 772
Avesta	5 674	Kävlinge	5 023	Uppsala	3 767
Gullspång	5 674	Söderhamn	5 022	Upplands-Bro	3 635
Ockelbo	5 672	Kungsör	5 004	Landskrona	3 475
Partille	5 633	Mjölby	5 001	Järfälla	3 468
Gagnef	5 624	Kungsbacka	4 993	Stockholm	3 394
Valdemarsvik	5 618	Ludvika	4 989	Öckerö	3 386
Skellefteå	5 616	Varberg	4 986	Tyresö	3 255
Tingsryd	5 590	Vellinge	4 986	Haninge	3 252
Leksand	5 571	Kristianstad	4 986	Lidingö	3 234
Bengtsfors	5 567	Åtvidaberg	4 981	Malmö	3 190
Vimmerby	5 556	Hultsfred	4 977	Huddinge	3 176
Borgholm	5 555	Svedala	4 969	Salem	3 110
Götene	5 542	Älmhult	4 961	Lund	3 070
Simrishamn	5 539	Trosa	4 947	Göteborg	3 070
Kramfors	5 538	Östra Göinge	4 943	Sundbyberg	2 634
Örkelljunga	5 529	Laxå	4 940	Botkyrka	2 520
Heby	5 521	Kungälv	4 937		
Klippan	5 514	Eksjö	4 935		
Färgelanda	5 512	Strömstad	4 933		
Norrtälje	5 492	Filipstad	4 931		
Uppvidinge	5 491	Mönsterås	4 930		
Skinnskatteberg	5 488	Sandviken	4 928		
Smedjebacken	5 487	Borlänge	4 922		
Ovanåker	5 478	Skövde	4 921		
Tranemo	5 478	Åstorp	4 910		

<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>	<i>Kommun</i>	<i>Skatt</i>
Lilla Edet	5 459	Finspång	4 899
Tjörn	5 451	Ronneby	4 879
Säffle	5 433	Växjö	4 874
Nordmaling	5 431	Strängnäs	4 864
Ulricehamn	5 425	Karlshamn	4 855
Ljungby	5 419	Vadstena	4 806
Bollnäs	5 411	Hofors	4 801
Hedemora	5 410	Forshaga	4 790

Värdena i tabellen ovan är inte invändningsfria. Det finns naturligtvis fortfarande felkällor som gör att värdena för enskilda kommuner inte blir realistiska.⁸⁹ Men även om det finns felaktigheter för enskilda kommuner (värdena för gruvkommunerna Kiruna och Gällivare är sannolikt för höga eftersom gruvindustrin inte behöver betala dieselskatt för diesel till truckar i produktion) är det mindre troligt att det helhetsintryck som tabellen ger är systematiskt felaktigt. Av tabellen framgår klart både att det finns stora skillnader mellan olika kommuner och att dessa skillnader till huvuddelen är sådana att invånare i glesbygdskommuner betalar mycket mer än boende i stora och mellanstora städer. Om vi räknar med att energiskatten utgör cirka 2/3-delar av den totala bensinskatten (resten är CO₂-skatt) betalar t.ex. boende i Härjedalen cirka 5 000 kronor per person och år i ren energiskatt, medan de som bor i storstäder i allmänhet betalar mindre än hälften av detta. Det framgår klart av tabellen att bensin- och dieselskatten⁹⁰ slår hårdast mot typiska glesbygdskommuner, och detta resultat står sig även om vi skulle bortsett från kommunytan i regressionskvationen ovan och enbart utgår från statistiska uppgifter om bil- och busstäthet.

⁸⁹ Värdena för olika kommuner i Stockholms län kan skilja sig kraftigt åt av det enkla skälet att företagen finns registrerade i en kommun medan de som arbetar i företagen bor i en annan. Detta gäller för de flesta förorter till storstäder varför man egentligen borde klumpa ihop förorter och städer. Att förhållandet skulle vara detsamma då vi ser på geografiskt stora kommuner (t.ex. Gällivare och Kiruna) är mindre sannolikt. De allra flesta arbetar i den kommun de bor i.

⁹⁰ Samma resultat erhålles om vi beräknar bensin- och dieselskatten separat.

5.4.1 Reseavdragen – en korrigerande faktor

De ovanstående värdena för bensin- och dieselskatten har beräknats utan hänsyn till de skatteavdrag för arbetsresor som får göras. Här finns emellertid inga uppgifter på kommunnivå, men uppgifterna på länsnivå kan ge en viss vägledning om de belopp detta rör sig om. Nedanstående tabell utvisar reseavdragen per invånare i olika län år 1999. Här antas att skatten reduceras med i genomsnitt 40 procent av avdragsbeloppet.

Tabell 5.8 Reducerad skatt på grund av reseavdrag per person i länen år 2001

	<i>Kronor per person</i>
Stockholm	318
Uppsala	823
Södermanland	617
Östergötland	385
Jönköping	364
Kronoberg	432
Kalmar	407
Gotland	436
Blekinge	410
Skåne	511
Halland	641
Västra Götaland	521
Värmland	473
Örebro	427
Västmanland	508
Dalarna	430
Gävleborg	384
Västernorrland	446
Jämtland	420
Västerbotten	428
Norrbotten	427
<i>Riket</i>	<i>456</i>

Källa: Skattestatistisk årsbok 2001.

Som framgår av tabell 5.8 är värdet av skatteavdragen 400–500 kronor per person, något högre i Uppsala län och något lägre i Stockholms län. Avdragsvärdena i typiska glesbygdslän är inte speciellt höga (tvärtom är de lägre än riksgenomsnittet) och överhuvudtaget är skillnaderna mellan länen inte så stora att de ändrar slutsatsen att boende i glesbygdsområden betalar avsevärt mer i bensin- och dieselskatt än de i storstadslän.

5.4.2 Sammanfattning

Som framgått av redogörelsen i detta avsnitt varierar försäljningen av bensin och diesel per person betydligt mellan landets olika kommuner. En stor del av denna variation kan emellertid förklaras av turism och olika slag av speciella omständigheter, t.ex. att det i två näraliggande kommuner finns ett dominerande försäljningsställe i en kommun, t.ex. en stor bensinstation. För att komma närmare den verkliga bensin- och dieselförbrukningen i enskilda kommuner (och därmed skattebetalningarna) har vi istället utgått från en modell där förbrukningen förklaras av den registrerade fordonstätheten med viss korrigering för kommunens areal. Detta är inte ett fullständigt tillförlitligt mått som exemplen Kiruna och Gällivare visar. De missvisningar som förekommer för enskilda kommuner kan dock inte skymma de stora och systematiska skillnader som finns mellan olika regiontyper. Medan man i typiska glesbygdskommuner betalar 5 000–6 000 kronor per person och år i bensin- och dieselskatt, är motsvarande tal för stora och större städer cirka hälften. Det är alltså betydande regionala effekter som åstadkommes med existerande drivmedelsskatter.

5.5 Koldioxidskatten, en regional analys

I den tidigare anförda studien av Fridén (2002) konstaterades att koldioxidskatten var en skatt på avstånd och att därför kommer "hushåll i de glest bebyggda delarna av landet att i relativa tal bära den största bördan" (sid 145). Fridén ansåg därför att det.. "kunde vara naturligt ...att låta en del av de influtna skattemedlen återgå till de värst drabbade" (sid 145).

Att låta influtna skattemedel återgå till vissa regioner är naturligtvis ett sätt att motverka om de regionala skillnaderna växer

som ett resultat av den gröna skatteväxlingen. I detta avsnitt skall vi emellertid analysera effekterna av ett annat alternativ, nämligen en alternativ utformning av koldioxidskatten.

Förutom de utsläpp som sker vid förbränning av bensin/diesel/olja sker också ett upptag i det kol som binds i t.ex. den växande skogen. I Kyotoprotokollet öppnade man också för att länderna kunde få ta hänsyn till detta då de beräknade sina kolbalanser för den första åtagandeperioden 2008–2012. Ett logiskt alternativ till den nuvarande skatten är då ett system som inte bara beskattar utsläpp utan i lika hög grad belönar upptag. Om alltså en människa eller företag släpper ut X kg koldioxid genom förbränning av bensin, men samtidigt t.ex. har en skog där det netto tas upp X kg skulle denne (detta företag) inte betala någon koldioxidskatt netto.⁹¹

Den svenska skogens nettotillväxt (alltså tillväxten minus avverkningarna) är cirka 30 miljoner kubikmeter per år enligt Riksskogstaxeringen. Omräknat till koldioxid betyder det att den svenska skogen tar upp cirka 5 ton per person och år netto. Utsläppen från olje- och bensinförbränning (både industri och övrigt) är drygt 6 ton per person, vilket alltså betyder att om vi bara räknar på dessa båda källor⁹² sker ett nettoutsläpp på drygt 1 ton per svensk och år.

Nu varierar emellertid både nettoupptag i skogarna och utsläppen regionalt. Det betyder att om en koldioxidskatt skulle kombineras med en skattekreditering för kolupptag (eller om skogsägarna skulle tillåtas sälja det kol som binds i den växande skogen på en marknad för utsläppsrättigheter), skulle vi få en helt annan regional fördelning av koldioxidskatten/belöningen än vad det nuvarande systemet ger. Vi har utfört en sådan beräkning län för län och beräknat de ekonomiska konsekvenserna utifrån antagandet om att ”priset” på koldioxid är lika med den svenska koldioxidskatten för hushåll, dvs. 620 kr/ton koldioxid.

⁹¹ Hur detta rent konkret skulle gå till är en annan fråga, men man kan tänka sig ett system där skogstillväxtens kolupptag krediterades i den årliga deklarationen eller att man fick sälja skogens kolupptag på en marknad med internationella utsläppsrättigheter.

⁹² Det finns dock flera andra källor, både för utsläpp och upptag av koldioxid.

Tabell 5.9 Data för den länsvisa koldioxidbalansen

	<i>Upptag ton kol- dioxid per person</i>	<i>Utsläpp ton kol- dioxid per person</i>	<i>Nettoupptag, ton per person</i>	<i>Värde, nettoupptag per person</i>
Jämtland	30,6	6,9	23,7	14 694
Västerbotten	18,9	6,3	12,6	7 812
Norrbottn	18,5	9,3	9,3	5 766
Kronoberg	14,2	6,5	7,7	4 774
Värmland	12,5	9,3	3,2	1 984
Ostergötland	9,1	6,0	3,1	1 922
Gävleborg	10,4	7,5	2,9	1 798
Jönköping	8,1	6,3	1,8	1 116
Västernorrland	8,5	7,8	0,7	434
Västmanland	6,2	5,6	0,5	310
Örebro län	6,7	6,5	0,2	124
Dalarna	7,1	7,6	-0,5	-310
Södermanland	5,5	6,1	-0,6	-372
Uppsala	2,8	4,7	-1,9	-1 178
Gotland	6,2	9,1	-2,9	-1 798
Kalmar län	4,3	7,3	-3,0	-1 860
Blekinge län	3,5	7,0	-3,5	-2 170
Stockholm	0,9	5,1	-4,2	-2 604
Skåne	1,2	6,1	-4,9	-3 038
V:a Götaland	1,6	6,6	-5,0	-3 100
Halland	0,8	7,5	-6,7	-4 154
<i>Genomsnitt</i>	<i>5,2</i>	<i>6,4</i>	<i>-1,2</i>	<i>-744</i>

Källa: Egna beräkningar.

Siffrorna för upptaget i tabellen baseras på uppgifter från Riksskogstaxeringen om nettotillväxten i länens skogar.⁹³ Utsläppen avser de totala utsläppen (industri, övrigt näringsliv, privatförbrukning, värmeverk etc) från förbränning av olja, bensin och diesel.

Som framgår av tabell 5.9 finns betydande regionala skillnader mellan länen. Upptaget av koldioxid i t.ex. Jämtlands län är nästan fem gånger så stort som utsläppen. Det är naturligtvis svårt att

⁹³ Omvandlingen från kubikmeter till ton koldioxid har skett på följande sätt: Varje skogskubikmeter väger cirka 400 kg, cirka hälften är kol och trädets övriga biomassa (barr, rötter etc) innehåller ungefär lika mycket. Varje skogskubikmeter motsvarar alltså ett kolupptag på 400 kg och varje kg *kol* motsvarar en assimilering av 44/12 kg *koldioxid*.

precisera de exakta konsekvenserna för de olika länens innevånare av ett införande av en assimileringssubsidie. Om vi tänker oss att de som bor i ett visst län också är de som både betalar skatt och de som skulle erhålla ”belöningen” för skogstillväxten i länet, ger kolumnen längst till höger i tabell 5.9 de ekonomiska konsekvenserna för länens innevånare. Istället för att betala cirka 4 000 kronor per person i genomsnitt för de nuvarande koldioxidutsläppen skulle invånarna i t.ex. Kronobergs län erhålla en årlig subsidie/skatterabatt om cirka 4 800 kronor. För t.ex. Jämtlands vidkommande skulle förändringen bli dramatisk. Istället för en skatt på cirka 4 300 kronor skulle varje person erhålla ett årligt bidrag på nära 15 000, dvs. cirka 40 000 per år och hushåll. Siffrans storlek belyser värdet av det ”arbete” som skogen utför i sin dagliga gärning med fotosyntesen.

Den ovanstående tabellen skulle kunna användas som grund för ett system med regional återföring av koldioxidskatt. I detta fall skulle man alltså ex post genomföra beräkningar av skogars nettotillväxt och sedan, genom t.ex. bidrag till kommuner eller hushåll, ersätta dem med ett belopp motsvarande värdet av skogarnas nettoupptag.

En sådan modell har naturligtvis den svagheten att den inte riktar bidragen direkt till dem som sköter skogarna. Om staten skulle införa bidrag för skogarnas koldioxidupptag skulle detta för att få effekt riktas enbart till skogsägarna. Den regionala dimensionen skulle då bero på var dessa skogsägare (kyrka, kommuner, stat, skogsföretag och privatpersoner) bodde. Nu ägs cirka hälften av landets skogsareal av privatpersoner, resten ägs till lika delar av skogsbolag och staten (genom bl.a. Sveaskog). Uppgifter om privatskogsbrukets andel finns för varje län och kommun och dessa uppgifter kan användas för att illustrera den regionala effekten för denna ägarkategori.

Följande förfarande har tillgripits: Från länens totala konsumtion av olja, diesel och bensin har frånräknats vad som brukas inom respektive läns industri. Den återstående delen har betecknats som privatpersoners konsumtion⁹⁴, och därigenom har privatpersoners utsläpp av koldioxid beräknats, vilket, efter multiplikation med aktuell koldioxidskatt, gett privatpersoners koldioxidskatt. Då det gäller sänkorna, har länens skogars upptag multiplicerats med andelen privata skogsägare (andelen baserat på arealinnehavet enligt

⁹⁴ Det är naturligtvis en överskattning eftersom även näringslivet utanför industrin står för en betydande del av koldioxidutsläppen.

Skogsstatistisk Årsbok) och detta har också multiplicerats med aktuell skattesats. Detta har antagits vara det belopp som skulle tillfalla privatpersoner i länet om även koldioxidupptag skulle inräknas (genom skatteavdrag eller liknande).

Det grundläggande antagandet bakom dessa beräkningar är alltså att de privata skogarna i ett län i huvudsak ägs av privatpersoner som bor i länet (eller att arealen privatskog i ett län överensstämmer med det totala skogsinnehavet i landet för detta läns invånare). En kontroll av förhållandena i Jämtland och Västerbotten visar att detta antagande är rimligt. I Jämtland fanns t.ex. 6 570 brukningsenheter med en ägare. Av dessa ägare bodde åtminstone⁹⁵ 5 256 i länet. I Västerbotten fanns 10 091 enheter med en ägare och där bodde 8 915 i länet. Ungefär 40 procent av fastigheterna hade flera ägare (vanligen dödsbon) och där bodde ungefär 70 procent i samma län som brukningsenheten. Sammantaget för Jämtland och Västerbotten ägdes alltså minst cirka 75 procent av den privata skogsarealen av personer som också bodde i dessa län. Eftersom en hel del skogsägare (i SCBs fastighetsregister) inte uppgivit boendeadress och dessutom skogsägare i län "X" (t.ex. Jämtland) också äger skog i län "Y" förefaller antagandet att arealen privatskog i ett län överensstämmer med det totala skogsinnehavet (i landet) för detta läns invånare rimligt, åtminstone som en första approximation. Detta antagande ger följande:

⁹⁵ För en betydande del av fastigheterna fanns ägarens boendeadress ej uppgivet.

Tabell 5.10 Verklig och alternativ koldioxidskatt. Kronor per person. Beräkningarna avser de icke-industriella utsläppen av koldioxid samt den privatägda skogens nettoppdrag

	<i>Verklig koldioxidskatt, kr per invånare och år</i>	<i>Alternativ koldioxidskatt/bidrag kr per invånare</i>
Jämtland	4 013	-4 333
Kronoberg	3 799	-3 179
Västerbotten	3 471	-1 417
Värmland	4 600	-145
Jönköping	3 607	-425
Norrbottn	4 283	521
Östergötland	2 897	-464
Gotland	4 802	1 648
Gävleborg	3 466	631
Västernorrland	3 533	1 209
Södermanland	3 276	983
Västmanland	3 281	1 262
Kalmar län	3 620	1 635
Dalarna	4 124	2 147
Örebro	3 306	1 377
Blekinge	3 293	1 426
Västra Götaland	3 732	2 966
Uppsala län	2 693	2 004
Skåne län	3 455	2 822
Halland	4 206	3 802
Stockholm	2 690	2 338
<i>Totalt</i>	<i>3 415</i>	<i>1 786</i>

Källa: Egna beräkningar.

Som framgår av tabellen betalas för närvarande 3 415 kronor per person och år i koldioxidskatt för bensin-, diesel- och oljeförbränningen i landet. Men privatpersoners skogar har en nettotillväxt som motsvarar ett koldioxidupptag som kan värderas till 1 629 kronor per person i riket, varför den totala skatten skulle varit endast 1 786 kronor i genomsnitt om detta kolupptag krediterades. För vissa län skulle skillnaden bli mycket stor, t.ex. Jämtland där det finns mycket skog och ett fåtal invånare och Kronoberg där en stor areal av skogen ägs av privatpersoner.

Istället för att som nu betala cirka 4 000 kronor per person i koldioxidskatt skulle invånarna i Jämtland istället erhålla ungefär 4 300 kronor i skatterabatt⁹⁶ om privatskogars koldioxidupptag belönades. Skillnaden skulle bli minst i de typiska storstadslänen: Västra Götaland, Skåne och Stockholm (och Uppsala och Halland).

En återföring av delar av koldioxidskatten skulle alltså kunna få det regionala mönster som utvisas i tabellen ovan. Den måste dock läsas och tolkas med stor försiktighet. För det första ingår enbart privatskogarna, och alltså inte stats- och bolagsskogarna.⁹⁷ Vidare är värdena angivna ”per invånare” men antagandena baseras på att återföringen skulle vara ett bidrag enbart till de privata skogsägarna. Tabellerna ovan skall ses som illustrationer till de betydande regionala effekter som kan uppstå om man ändrar den nuvarande koldioxidbeskattningen till ett annat, och ur olika synvinklar lika rimligt, system. Beräkningarna kan naturligtvis även nyttjas för att ange storlek och riktning på en eventuell återföring av koldioxidskatten för att utjämna regionala skillnader.

⁹⁶ Här skall dock infogas att kravet på budgetbalans medför att om ett ”koldioxidbidrag” av anförda storlek infördes så måste andra skatter öka med samma belopp.

⁹⁷ Om bidrag för skogarnas nettoupptag infördes så skulle detta för statsskogarnas del beräkningsmässigt tas upp som en intäkt till statskassan. För bolagsskogarna skulle de bli en intäkt till aktieägarna.

Appendix

Regionala skillnader i synen på Sveriges rovdjurspolitik – resultat från en pilotundersökning

Inledning

En ofta debatterad fråga rör allmänhetens inställning till den svenska rovdjurspolitiken. Sedan några decennier har rovdjurstammen – här fattat som stammen av varg och björn – ökat kraftigt i landet. Det önskvärda i detta har debatterats häftigt, och en politiskt känslig fråga i sammanhanget är de skillnader som tycks föreligga mellan de som bor i områden med rovdjur och de som bor i stadsområden. De studier som gjorts både vad avser attityder och värdering tycks bekräfta dessa skillnader.

Den första svenska attitydundersökningen som gjordes genomfördes 1976.⁹⁸ En majoritet var då mycket positiv till varg och de flesta ansåg att vargar borde få etablera sig i fjällområdet. Vid den tiden var vargstammen nästan utrotad i Sverige. Under 1990-talet har stammen vuxit kraftigt och etablerat sig i många områden i landet. Detta har lett till en omfattande debatt och regeringens utredare Sören Ekström ansåg i en intervju i Naturvårdsverkets tidning *Miljöaktuellt* att "vargen har blivit en katalysator för sprickan mellan stad och land".⁹⁹ En ny studie presenterades därför nyligen (Ericsson m.fl. 2002) där attityderna till vargstammen på nytt undersöktes. Ett resultat i denna undersökning var bl.a. att det fanns en klar skillnad mellan de som bodde i "vargområdet" och de som inte gjorde det och där den senare gruppen var mer positiv. Man fann också att äldre människor var mer negativa till vargen, liksom män och de med lägre utbildning.

Föreliggande studie syftar till att fördjupa undersökningarna vad avser regionala skillnader i synen på Sveriges rovdjurspolitik. Den skiljer sig i flera avseenden från de redan gjorda analyserna i det att frågor och populationsurval styrts av huvudsyftet att synliggöra eventuella regionala skillnader. Då det gäller de tidigare undersökningarna har man vad avser de ekonomiska analyserna riktat in sig på att erhålla en värdering av rovdjurens existensvärde, dvs. man har frågat efter vad allmänheten anser det vara värt att vi har t.ex.

⁹⁸ Andersson et al (1977).

⁹⁹ Ericsson et al. (2002) sid 9.

en vargstam i Sverige. Man har enbart frågat efter allmänhetens syn på vargstammen. Här analyseras inställningen till både varg och björn, något som väsentligt utvidgar det område där det bor människor i närheten av rovdjuren. Huvudfrågan i föreliggande undersökning är om man påverkats i sitt beteende (t.ex. genom att inte plocka bär i vissa områden) av den ökande rovdjursstammen och om man anser att stammen bör öka eller minska. Värderingsfrågan har utformats så att man ombetts precisera vad man är beredd att betala för ökningen/minskningen av stammen. Ingen av dessa frågor har ställts i tidigare undersökningar.

Urvalet

Undersökningen gjordes under juli–augusti 2002 och genomfördes genom telefonintervjuer. Ettusen namn i 20 olika riktnummerområden utvaldes, 50 i varje område. Personerna valdes direkt ur respektive områdes telefonkatalog givet en bokstav, därefter valdes de 50 första namnen för denna bokstav. (t.ex. gavs riktnummerområde "X" bokstaven "K" varefter de femtio första abonnenterna som började med denna bokstav uppringdes). Intervjun gjordes med den som svarade, oavsett om denne stod för abonnemanget eller ej. Ingen andra påringning gjordes varvid ett icke-svar blev lika med ett bortfall.

De riktnummerområden som valdes var Arjeplog, Arvidsjaur, Fredrika, Föllinge, Gäddede, Göteborg, Hede-Funäsdalen, Karlstad, Ludvika-Smedjebacken, Luleå, Malmö, Malung, Stockholm, Sunne, Torsby, Umeå, Vilhelmina, Åsele, Älvsbyn och Östersund. Stockholm, Malmö och Göteborg betecknas här som "**Storstäder**". Urvalet av kommuner (förutom storstäderna) avser alltså enbart områden i de fem norra länen: Norr- och Västerbotten, Jämtland, Dalarna och Värmland. Östersund, Karlstad, Umeå och Luleå betecknas som "**Större städer**". Områdena Ludvika-Smedjebacken samt Sunne betecknas som "**Glesbygd med tätort**" och de övriga områdena som "**Glesbygd**".

Urval, antal svar och svarsfrekvens framgår av tabell A5.1

Tabell A5.1 Urval, antal svar och svarsfrekvens inom olika regiontyper

	<i>Urval</i>	<i>Svar</i>	<i>Svarsprocent</i>
Glesbygd	550	244	44
Glesbygd med tätort	100	55	55
Större stad	200	82	41
Storstad	150	62	41
<i>Totalt</i>	<i>1000</i>	<i>433</i>	<i>43</i>

Anm.: Av de svarande var 207 män och 226 kvinnor.

Det måste understrykas att syftet med urvalet inte har varit att få en representativ fördelning av den svenska befolkningen. Det är uppenbart att t.ex. större städer och storstäder är kraftigt under-representerade. Men detta urval är helt avsiktligt eftersom vi avser att undersöka skillnaderna i attityder och upplevelser mellan storstad och glesbygd, och då just de glesbygder där varg och/eller björn förekommer. Då det gäller resultatens representativitet bör 650 tillfrågade i glesbygden, och en total svarsfrekvens på 46 procent, vara rimligt tillförlitliga, åtminstone för att visa huvudtendensen i attityderna. För städer, med ett urval om 350 och en svarsfrekvens på 41 procent är tillförlitligheten lägre, men ändå så pass att huvudtendensen borde skönjas. Det bör emellertid påpekas att de resultat som framkommer i föreliggande studie endast kan tolkas som grova approximationer på attityder och upplevelser i skilda områden och att mer omfattande och detaljerande undersökningar behövs om man vill precisera t.ex. hur mycket människor i glesbygd vill betala för att minska eller helt eliminera rovdjur från sitt närområde.

Resultat

Existens av varg/björn i närområdet

En första fråga (se frågorna i bilaga) gällde om varg eller björn fanns i närheten av områden som respondenten vistades i, t.ex. i närheten av sommarstugan. Svaren ges i nedanstående tabell:

Tabell A5.2 Svar och svarsfördelning på frågan: "Finns varg och björn i närheten av det område som du vistas i?"

<i>Område</i>	<i>Antal Ja-svar</i>	<i>Procent av svarande</i>
Glesbygd	244	100
Glesbygd m tätort	55	100
Större stad	47	65
Storstad	8	13
<i>Totalt</i>	<i>354</i>	<i>82</i>

Som framgår av tabellen finns varg och björn i närheten av glesbygdsbornas hem, fritidshus etc. för 100 procent av de svarande. Även om denna siffra naturligen skulle falla vid en utökad undersökning antyder den att en mycket stor majoritet av de boende i Sveriges norra glesbygd lever och verkar i närheten av den svenska rovdjursstammen.

Helt annorlunda är det (naturligen) för de som bor i städer. För de storstadsboende är andelen endast 13 procent och för de som bor i större städer 65. Den senare siffran är förvånande hög, men beror naturligtvis på att de fyra större städer som ingått i undersökningen alla ligger i län (Norr- och Västerbotten, Jämtland och Värmland) med betydande rovdjursstammar.

Beteendepåverkan

En central fråga i undersökningen var om beteendet påverkats av närheten till varg och björn, och de exempel som gavs var ...”t.ex. så att du inte plockar bär i vissa områden, att du inte släpper ut barnen hur som helst eller liknande”. Här svarade respondenterna som utvisas nedan:

Tabell A5.3 Svar och svarsfördelning till frågan: "Tror du att närheten till dessa djur påverkat ditt beteende"?

<i>Område</i>	<i>Antal Ja-svar</i>	<i>Procent av svarande</i>
Glesbygd	107	44
Glesbygd med tätort	18	33
Större stad	8	11
Storstad	1	2
<i>Totalt</i>	<i>144</i>	<i>33</i>

Som framgår anser sig drygt 40 procent av de som bor i glesbygds-kommunerna påverkade av rovdjurens närhet, något som skall jämföras med värdena för storstäderna vilket ligger på några fåtal procent. Även om siffrorna kan komma att justeras vid en utvidgad undersökning så förefaller det osannolikt att siffran för storstädernas del skulle öka till över 10 procent och detta lämnar således en betydande skillnad mellan påverkan för glesbygds- och storstadsbor. Detta är självfallet inte förvånande och stämmer med vad som utvisades i tabell A5.2. För boende i norra glesbygden gäller att 40–50 procent har fått sitt beteende direkt påverkat av närheten till varg och björn.¹⁰⁰

Det finns inte bara en skillnad mellan olika regioner, utan även en påtaglig differens mellan könen, något som tabell A5.4 belyser.

¹⁰⁰ Denna förändring behöver inte vara som de exempel som gavs i frågan. Flera av respondenterna uppgav t.ex. att de ändrat sitt beteende genom att t.ex. sjunga eller prata högt då de gick i skog där det kunde tänkas finnas björn för att på detta sätt slippa överraska djuret. Andra exempel var att man inte besökte vissa platser där man tidigare brukat tälta, fiska eller liknande eller att man undvek att ta vissa stigar eller att man undvek vissa områden då man hade hunden med sig etc. Det förefaller vara en angelägen forskningsuppgift att ta reda på exakt hur beteendet ändrats hos olika befolkningsgrupper.

Tabell A5.4 Svar och svarsfördelning till frågan: "Tror du att närheten till dessa djur påverkat ditt beteende?" Uppdelning på kvinnor och män.

Område	Kvinnor		Män	
	Antal Ja-svar	Procent av svarande	Antal Ja-svar	Procent av svarande
Glesbygd	75	60	32	27
Glesbygd m tätort	13	45	5	26
Större stad	7	18	1	3
Storstad	0	0	1	3
<i>Totalt</i>	<i>90</i>	<i>40</i>	<i>39</i>	<i>19</i>

Som framgår av tabellen är skillnaden mellan könen betydande och siffrorna vad avser kvinnor i glesbygd uppseendeväckande stora. Sextio procent av kvinnorna i ren glesbygd anger att de påverkas i sitt beteende av närheten till rovdjuret. Även om denna siffra kan vara alltför hög beroende på t.ex. låg svarsfrekvens är det mindre troligt att den sanna siffran landar långt under 50 procent vilket är en uppseendeväckande hög siffra. Man kan också fråga sig om vad orsaken är till den stora skillnaden mellan män och kvinnor. Det förefaller osannolikt att kvinnor skulle ljuga om att de påverkats, dvs. att de skulle påstå att deras beteende påverkats om det inte hade gjort det. Däremot förefaller det mer troligt att män, kanske för att inte verka räddhågsna, svara att de inte påverkats alls, trots att så varit fallet. En alternativ förklaring är naturligtvis att männen är mer vana vid rovdjur och vildmark och att de av den anledningen inte är rädda och därför heller ej låter sig påverkas i sitt beteende.

Attityder till rovdjursstammens storlek

Efter fråga om eventuell påverkan fick respondenterna en fråga om de ansåg att viltstammen borde öka, vara oförändrad eller minska. Även här fanns en mycket tydlig skillnad mellan olika regiontyper, något som framgår av tabell A5.5.

Tabell A5.5. Svar och svarsfördelning till frågan: "Anser du att björn- och vargstammen bör öka, minska eller vara oförändrad?"

Område	Öka		Vara oförändrad		Minska	
	Antal	Procent	Antal	Procent	Antal	Procent
Glesbygd	11	5	91	37	142	58
Glesbygd med tätort	4	7	27	49	24	44
Större stad	12	17	37	51	23	32
Storstad	12	19	50	81	0	0
<i>Totalt</i>	<i>39</i>	<i>9</i>	<i>205</i>	<i>47</i>	<i>189</i>	<i>44</i>

Det resultat som här framkommer är anmärkningsvärt ur flera synpunkter. Förutom i storstadsområdena är det enligt undersökningen en klar majoritet som vill minska, hellre än öka rovdjursstammen vilket som bekant är den nuvarande politikens innehåll. En majoritet inom alla områden utom rena glesbygdsområden vill emellertid ha en oförändrad storlek på rovdjursstammen. Bland glesbygdsborna finns en majoritet för att minska stammen. Detta är helt konsistent med hur mycket man blivit påverkad. Om ens beteende påverkas vill man också minska rovdjursstammen, något som framgår av nedanstående tabell.

Tabell A5.6 Sambandet mellan personlig påverkan (av varg och björn) och inställningen till stammens storlek. Antal svar:

	Vill minska stam	Vill ej minska stam
Påverkad av djuren	119	15
Ej påverkad	69	229

Här framgår tydligt sambandet mellan påverkan och åsikt: nittio procent av dem som påverkas i sitt beteende vill minska stammen, något som klart indikerar att de positiva effekterna av att leva nära varg och björn (t.ex. den naturupplevelse som ligger i att någon gång se eller höra djuren) inte uppväger de negativa effekterna. De som vill behålla stammen oförändrad eller öka den är också de som inte alls påverkas av djuren och som därför troligen heller aldrig får någon direkt kontakt med dem.

Inställningen till rovdjursstammens storlek har även analyserats med regressionsanalys, något som tillåter oss att konstanthålla för

olika faktorer, t.ex. ålder och kön. De olika svaren (ökad stam, oförändrad och minska stam) har åsatts värdena 1,2 och 3 och då tolkats som värden på en kontinuerlig attitydskala, där ett högre värde antyder en mer positiv inställning till djuren¹⁰¹. Dessa värden har sedan använts som beroende variabler i en regression med följande oberoende

Påverkan (=1) eller ej (=0)
 Bor personen i glesbygd¹⁰² (=1) eller ej (=0)
 Bor personen i storstad (=1) eller ej (=0)
 Den svarandens ålder (år)
 Den svarandes kön (man=1, kvinna=2)

Resultatet av denna regression framgår i tabell A5.7.

Tabell A5.7 Resultat av linjär regression med beroende variabeln = 1 (om man vill öka stammen), = 2 (oförändrad) och = 3 (minska). Oberoende variabler enligt ovan

	<i>Parameter</i>	<i>t-värde</i>
Konstant	1,63***	13,6
Påverkan	0,64***	11,4
Glesbygd	0,11*	1,66
Storstad	0,28***	3,36
Ålder	0,0093***	6,66
Kön	0,027	0,56

Anm.: Justerad $R^2=0,41$, antal obs= 433.

Stjärnorna anger signifikansnivåer 1 procent(***), respektive 10 procent(*).

Här framkommer det intressanta resultatet att inställningen inte beror på kön (därför att skattning av parametern visar att den är insignifikant) något som visar att kvinnors mer negativa inställning till rovdjuren troligen beror på att de påverkas mer. Det framgår även att glesbygdsboende i sig är en faktor som stärker den negativa inställningen till rovdjur, men denna effekt är liten och mindre än hälften av den ”rovdjurspositiva” effekt som finns hos de som bor i en storstad. Ålder är en annan självständigt verkande

¹⁰¹ Det hade varit mer korrekt att använda en mer sofistikerad metod, i detta fall s.k. ordered probit. Den vanliga linjära analysen är dock här fullt tillräcklig för vårt begränsade mål, nämligen att peka på de huvudsakliga faktorer som styr respondenternas inställning till varg- och björnstammens storlek.

¹⁰² Här inräknas även de som bor i glesbygd med tätort.

faktor, ju äldre man är desto mer negativ är man till rovdjursstammens storlek. Sammanfattningsvis är den tydligaste faktorn bakom människors inställning till rovdjursstammens storlek respondenternas närhet till dessa djur: ju närmre man lever, desto mer påverkas man och desto mer negativ är man.

Betalningsvilja

En sista fråga gällde om respondenterna var villiga att betala en årlig summa för att öka eller minska rovdjursstammen. De summor som angavs var 100 och 200 kronor. Denna fråga ställdes inte till de som svarade att de ville att rovdjursstammen skulle vara oförändrad. För exakt utformning på frågorna se bilaga. Svaren framgår av nedanstående tabeller:

Tabell A5.8 Svartsfördelning för dem som ansåg att varg- och björnstammen borde öka. Svar på frågan: "Är du beredd att betala för denna ökning¹⁰³, t.ex. 100 (alt. 200) kr mer i skatt varje år?"

<i>Bud</i>	<i>Antal Ja-svar</i>	<i>Antal Nej-svar</i>
100 kronor /år	7	12
200 kronor/år	0	29

För gruppen som ville att rovdjursstammen skulle öka var, som framgår, betalningsviljan inte överdrivet stor. Av de 19 som fick frågan om de var villiga att betala 100 kronor per år för att åstadkomma ökningen så var det bara ungefär en tredjedel som svarade ja. Och för dem som fick den hypotetiska kostnaden angiven till 200 kronor så svarade inte någon ja.

Nu är det antal som uppgivit att de vill *öka* rovdjursstammen mycket lågt så det är vanskligt att dra några som helst slutsatser om den genomsnittliga betalningsvilja. Men om vi antar att "efterfrågekurvan" (för en ökning av stammen) är linjär och att den korsar prisaxeln just vid priset = 200 kronor och att cirka en tredjedel av gruppen är beredda att betala 100 kronor så erhåller vi en genomsnittlig betalningsvilja på cirka 70 kronor per person och

¹⁰³ Ökningen preciserades till "t.ex. en fördubbling".

år.¹⁰⁴ Detta är alltså ett genomsnitt av vad de personer som vill öka rovdjursstammen är beredda att betala för denna ökning.

Betalningsviljan för de som vill minska stammen framgår av tabell A5.9¹⁰⁵.

Tabell A5.9 Svartsfördelning för dem som ansåg att varg- och björnstammen borde minska. Svar på frågan: "Är du beredd att betala för denna minskning, t.ex. 100 (alt 200) kr mer i skatt varje år?"

Bud	Antal Ja-svar	Antal Nej-svar
100 kronor /år	95	5
200 kronor/år	67	21

Som framgår är betalningsvilja betydligt större hos de som vill minska stammen. Av de som fick frågan om de var villiga att betala 100 kronor per år så svarade 95 procent Ja och av de som fick budet 200 kronor svarade cirka 75 procent Ja. Detta är anmärkningsvärt höga tal och förmodligen finns det människor som är villiga att betala betydligt högre belopp för att få rovdjuren bort från deras närhet. Vi antar dock att maximum är 500 kronor (för någon person i landet) och får då med användande av samma principiella beräkningar som i föregående fall (linjär efterfrågekurva se not 34) genomsnittssiffran 296 vilket avrundats till 300 kronor. De som vill minska rovdjursstammen så att den försvinner från närområdet är alltså villiga att betala i genomsnitt 300 kronor per år för att åstadkomma detta. Denna siffra kan även tas som ett mått på den "kostnad" som rovdjuren åsamkar dessa människor.

¹⁰⁴ Denna siffra erhålles på följande vis: Vi konstruerar en (linjär) "efterfrågekurva" där x-axeln är "andel av de som vill öka rovdjursstammen". Vi har där två punkter: dels skärs y-axeln vid priset = 200 kronor, dels går den genom punkten (0,33;100). Ytan under denna kurva (= det totala konsumentöverskottet) är lika med 66 vilket skall divideras med totala populationen (= 1 eftersom vi rör oss med andelar) vilket ger värdet 66 kronor per person. Detta har avrundats till 70. Givet att proportionerna inte är växande i budet innebär förfarandet i princip en icke-parametrisk maximum likelihood skattning av den underliggande fördelningen för betalningsviljan, se Kriström (1990). Notera att den linjära extrapolationen innebär ett antagande om hur fördelningen ser ut utanför det intervall som täcks av de bud som respondenterna besvarade. Vidare gäller maximum likelihood skattningarna endast sannolikheter för Ja-svar i en given punkt.

¹⁰⁵ Minskningen preciserades till att "varg/björn helt försvinner från ditt närområde", alt "så att du kan röra dig obehindrat utan att känna oro". (Se bilaga).

Ett samhällsekonomiskt räkneexempel

Den föregående undersökningen har klart visat på de stora regionala skillnader som finns i synen på vår rovdjursstam. I korthet har undersökningen visat att de som påverkas mest av den ökande stammen är de som bor i glesbygd. Ju mer påverkad man är, desto mer negativ är man eller omvänt – ju mindre man själv direkt berörs av rovdjurens närhet desto mer positiv är man. I så måtto har schablonbilden av opinionen i rovdjursfrågan bekräftats i denna undersökning.

Detta blir då ett ytterligare exempel på regionala effekter av en politik. Om man t.ex. beslutar sig för att öka rovdjursstammen missgynnas flertalet av glesbygdsborna, medan de flesta som bor i storstäder aldrig berörs. De som kommer i närkontakt med djuren ändrar sitt beteende, går andra vägar, plockar bär på andra marker, talar eller sjunger högljutt då de är ute etc.; direkta olyckor händer sällan. Men påverkan är negativ. De berörda är beredda att betala för att slippa rovdjuren i sin närhet. Det hela liknar människor som bor i stadsområden med hög brottslighet. Man anpassar sig, blir "street-wise", och besöker inte vissa områden eller undviker att möta vissa människor med blicken. På de sättet klarar man sig från att råka illa ut men man gillar inte brottsligheten för det; man är beredd att betala för att göra området fritt från all brottslighet.

Det finns ytterligare en intressant aspekt på detta problem och det är relationen mellan antal människor i en region och betalningsvilja. Det finns många människor i storstäderna som tycker det är positivt med t.ex. en ökad rovdjursstam; många är beredda att betala en liten summa för detta. På glesbygden bor det få, men deras förlust är per person räknat mycket större än vinsten för de många i storstäderna. Vid en ren demokratisk omröstning vinner de många i städerna, trots att deras vinst totalt sett kanske är mindre än förlusten för de få.

Det går att illustrera detta med de data undersökningen gett om betalningsvilja. I de län och storstäder (Norr- och Västerbotten, Jämtland, Dalarna och Värmland, Stockholm, Göteborg och Malmö) vi studerar, bor 2 032 000 människor i storstäder, 635 000 i större städer och 597 000 i glesbygd. I glesbygden vill 5 procent öka rovdjursstammen medan motsvarande tal för större städer är 15 procent och för storstäder 20 procent. Å andra sidan vill 55 procent av de boende i glesbygden minska stammen, ett tal som är 28 procent för större städer och 0 procent i storstäderna.

Om vi nu räknar samman dessa tal så får vi att inom undersökningsområdet cirka 531 000 människor vill öka rovdjursstammen medan 506 000 vill minska densamma. Resten vill ha stammen oförändrad. Om valet stod mellan att öka eller minska stammen skulle det finnas en liten övervikt för de som vill öka stammen.

Men om vi ser till betalningsvilja så blir saken helt annorlunda: den ”vinst” som de rovdjurpositiva gör uppgår till cirka 38 miljoner kronor. Denna siffra skall ställas mot den potentiella vinst som skulle kunna gjorts om stammen istället minskades, en vinst som uppgår till drygt 150 miljoner kronor. Denna siffra utvisar alltså hur mycket människorna inom undersökningsområdet är beredda att betala för att minska stammen i enlighet med frågans utformning. Dessa 150 miljoner kronor är ett mått på den kostnad som uppkommer främst för de som bor i närheten av rovdjuren, ett mått huvudsakligen på kostnaden för den anpassning de tvingas till genom djurens närhet.

Några vinner totalt 38 miljoner kronor om stammen ökar, en annan grupp skulle vunnit 150 miljoner kronor om stammen minskats. Men de som vill att stammen skall öka är antalsmässigt fler än de som vill stammen skall minska så därför kommer det förra alternativet att vinna i de fall då enbart antal människor räknas.

Låt oss nu – **enbart för att illustrera den regionala dimensionen av problemet** – anta att den potentiella vinsten också är lika med den potentiella förlusten för en omvänd politik, dvs. om man ökar rovdjursstammen så gör några (=de som vill minska) en förlust på i genomsnitt 300 kronor var dvs. de skulle varit beredda att betala 300 kronor för att undvika denna utveckling och vice versa om stammen minskas.¹⁰⁶ Vi kan då beräkna det samhällsekonomiska nettot av olika slags politik och dessutom fördela detta netto på olika geografiska områden. Totalsiffrorna anges i tabell A5.10.

¹⁰⁶ Observera att detta är ett antagande som vi helt saknar empiriskt stöd för eftersom vi inte ställt frågan på detta vis. Observera även att vi hela tiden räknar med att betalningsvilja (för varje förändring av stammen) är lika med noll hos de som vill ha stammen oförändrad, och samma avseende kostnaden för en förändring.

Tabell A5.10 (Kvasi-) samhällsekonomiskt utfall enligt undersökningen vid olika inriktning av rovdjurspolitiken.

<i>Nettoutfall (milj kr/år) om rovdjursstammen skulle:</i>		
	<i>Öka</i>	<i>Minska</i>
Glesbygd	-96,4	+96,4
Större städer	-46,7	+46,7
Storstäder	+28,4	-28,4

Anm. Beteckningen "kvasi-samhällsekonomisk" används eftersom kalkylerna avser enbart ett begränsat område och görs för att illustrera en princip, inte för att få fram korrekta samhällsekonomiska värden.

Tabell A5.10 illustrerar den regionala fördelningen av olika slag av politik. Observera att vi enbart gjort beräkningarna för en del av landet och att siffrorna alltså inte återspeglar något nationellt tal vad avser samhällsekonomiska vinster/förluster. Om man t.ex. bestämmer sig för att öka rovdjursstammen så görs en vinst om 28 miljoner kronor i storstäderna medan de större städerna i norr förlorar 47 miljoner kronor och den norra glesbygden 96 miljoner kronor per år. Rovdjurspolitiken verkar med andra ord vara ett område där tydliga regionala fördelningseffekter förekommer. Människor i vissa regioner betalar kostnaderna i form av en icke önskvärd anpassning medan boende i andra regioner får vinsterna i form av en politik som går riktning mot vad de anser vara önskvärt.

Sammanfattning

I föreliggande undersökning har vi studerat hur människors attityder till den växande stammen av varg och björn varierar med geografisk hemvist. Man är mer negativ till stammen och dess ökning ju närmare man bor trakter där varg och björn vistas; glesbygdsbor är mer negativa än de som bor i städer och dessa i sin tur mer negativa än de som bor i storstäder. Vi har också funnit att detta väsentligen hänger samman om man påverkas i sitt vardagsliv av rovdjuren och tvingas anpassa sig genom att t.ex. inte ströva i vissa områden så blir man mer negativ till stammens utbredning. Den schablonmässiga föreställningen, att ju längre man befinner sig från varg- och björnstammen, desto mer positiv är man till den, tycks gälla.

Vad som kanske är förvånande i denna undersökning är storleken på de anpassningar som framförallt glesbygdsbor tvingas

till. I denna undersökning uppger cirka 60 procent av kvinnorna och 30 procent av männen som bor i glesbygdsområden att de påverkats i sitt beteende av den växande rovdjursstammen. Nu efterfrågades inte *hur* man påverkats, det kan vara allt från att man inte strövar i vissa områden till att man faktiskt går ut för att få uppleva en vargs ylande. Men då vi ställde följdfrågan om man ville att stammen skulle minska eller öka, och då vi ställde frågan om man var villiga att betala för denna ökning/minskning, blev det uppenbart att upplevelsen av närheten till rovdjuren i allt väsentligt var negativ. Av de som bodde i ren glesbygd vill 55 procent minska stammen medan endast 5 procent ville se en ökning. De som ville minska stammen var också alla villiga att betala för detta, medan endast en mindre del av de som ville öka stammen var villiga att betala något för att åstadkomma detta. Den genomsnittliga betalningsvilja för de som ville minska stammen var 300 kronor per person. För de som ville öka stammen var betalningsvilja endast 70 kronor per person.

Om dessa summor räknades upp med relevant antal invånare i de fyra län och tre storstäder som undersökningen omfattade, framkom att det fanns en total betalningsvilja för att minska stammen av varg/björn (så att den försvann från boendes närområden) med cirka 150 miljoner kronor. Denna siffra kan alltså tolkas som de boendes "kostnad" för att ha rovdjur i närområdet. Betalningsviljan för att öka stammen var betydligt lägre, eller cirka 38 miljoner kronor.

Bilaga (Frågeformulär)

Presentation:

Namn följt av (ung.):

"Vid institutionen för Skogsekonomi vid Lantbruksuniversitetet håller vi på med en undersökning om hur befolkningen i landet påverkas av vår växande rovdjursstam, jag menar då främst björn och varg. Vi har några frågor som vi ville ställa om det går bra."

1. Hur gammal är du
2. Kön
3. Hur många personer bor i det samhälle som du (normalt) bor i.....
4. Nu en fråga om varg och björn. Finns det (vilda) sådana i närheten av områden som du vistas i, t.ex. i närheten av där du bor, där du har sommarstuga, där du plockar bär, gör utflykter eller liknande?

Ja
Nej
Kan ej svara

Om Nej, gå till fråga 6¹⁰⁷, om Ja till 5.

5. (ja). Tror du att närheten till dessa djur har påverkat ditt beteende, t.ex. så att du inte plockar bär i vissa områden, att du inte släpper ut barnen hur som helst eller liknande.

Ja
Nej
Vet ej

¹⁰⁷ De första cirka 100 svaren visade att om man svarat nej på fråga 5 så fanns ingen påverkan. Därför gick intervjuaren direkt till fråga 7 om Nej på fråga 5.

6. Det finns förslag både om att låta björn- och vargstammen växa och minska. Vad anser du?

Öka

Minska

Ungefär oförändrad

Om öka gå till 7, om minska gå till 8, om oförändrad avsluta.

7. Är du beredd att betala för detta, t.ex. 100/200¹⁰⁸ kronor mer i skatt per år? (Om precisering: t.ex. en fördubbling)

Ja

Nej

Vet ej

8. Är du beredd att betala för detta t.ex. 100/200 kronor mer i skatt per år. (Om precisering: så att den helt försvinner från ditt närområde/alt. så du kan göra det du kunde för 20 år sedan/alt. så du inte behöver anpassa dig/alt. röra dig obehindrat utan att känna oro.)

Ja

Nej

Vet ej

¹⁰⁸ Varannan fick budet 100 kronor (och varannan 200).

Referenser

- Andersson, T., Bjärvall, A. & Blomberg, M. (1977) "Inställning till varg i Sverige – en intervjuundersökning." Naturvårdsverket SNV PM 850.
- Banks, J., Blundell, R. & Lewbel, A. (1997), Quadratic Engel Curves and Consumer Demand, *The Review of Economics and Statistics*, 527–539.
- Baumol, W. & Oates, W. (1998) *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Baumol, W.J & Oates, W.E (1988), *The theory of environmental policy*, Cambridge University Press.
- Beckerman, W. (1974) *In defence of economic growth*, Jonathon Cape, London.
- Been, V. (1993) "What's fairness got to do with it: Environmental justice and the siting of locally undesirable land uses", *Cornell Law Review*, 78, 1001–85.
- Berman, M., Haley, S. & Kim, H. (1997) "Estimating net benefits of reallocation: discrete choice models of sport and commercial fishing", *Marine Resource Economics*, 12, 307–327.
- Boercherding, T.E. & Deacon, R.T. "The demand for the services of non-federal governments", *American Economic Review*, 62, 891–901.
- Bostedt, G. (1995) "Benefits of amenities in the forest environment – four papers based on contingent valuation". Report 110, Department of Forest Economics, Swedish University of Agricultural Economics, Umeå.
- Bovenberg, L. & Goulder, L. (2001) "Addressing Industry-Distributional Concerns in U.S. Climate Change Policy", <http://weber.ucsd.edu/~carsonvs/papers/810.pdf>.
- Brown, G.M. & Shogren, J.F. (1998) "The economics of the endangered species act", *Journal of Economic Perspectives*, 12, 3, 3-20.

- Brännlund, R & Lundgren, T. (2003), "A Dynamic Analysis of Interfuel Substitution for Swedish Heating Plants", kommande i *Energy Economics*.
- Brännlund, R. & Kriström, B. (1993) "Assessing the impact of environmental charges: A partial general equilibrium model of the swedish forestry sector", *Environmental & Resource Economics*, 3, 297–312.
- Brännlund, R. & Kriström, B. (1996) "Welfare measurement in single and multimarket models: Theory and application", *American Journal of Agricultural Economics*, 78, 157–65.
- Brännlund, R. & Kriström, B. (2001) "Too hot to handle? Benefits and costs of stimulating the use of biofuels in the swedish heating sector", *Resource and Energy Economics*, 23, 343–358.
- Brännlund, R. & Kriström, B. (1998) *Miljöekonomi*, Studentlitteratur.
- Brännlund, R. & Löfgren, K-G (1995) "Cyclical Dumping and Correlated Business Cycles in Imperfect Markets: Empirical Applications to the Canadian Pulp and Paper Industry", *Applied Economics*, 27.
- Brännlund, R. & Nordström, J. (2002), Carbon Tax Simulations Using a Household Demand Model, *European Economic Review*, forthcoming .
- Brännlund, R. (1997), Hushållens energiefterfrågan, i Skatter, miljö och sysselsättning, SOU 1997:11, underlagsrapporter till Skatteväxlingskommitténs slutbetänkande.
- Brännlund, R. (2000) "Effekter på svensk industri av förändrad koldioxidbeskattning", Rapport till Klimatkommitten.
- Brännlund, R., Färe, R. & Grosskopf, S. (1995) "Environmental regulation and profitability: An application to swedish pulp and paper mills", *Environmental and Resource Economics*, 6, 23–36.
- Carneiro, P. , Hansen, K.T. & Heckman, J. J. (2002) "Removing the veil of ignorance in assessing the distributional impacts of social policies", Department of Economics, University of Chicago.
- Carson, R.T., Wright, J.L., Carson, A. & Flores, N.E. (1995). "A bibliography of contingent valuation studies and papers," Natural Resource Damage Assessment, Inc., La Jolla, Calif.
- Chernick, H. & Reschovsky, A. (1997) "Who pays the gasoline tax", *National Tax Journal*, 1, 2, 233–259.

- Chichilnisky, G. & Heal, G. (1994) "Who should abate carbon emissions? An international viewpoint", *Economic Letters* 44, 4, 443–449.
- Cornwell, A. & Creedy, J. (1997) "Measuring the welfare effects of tax changes using the LES: An application to a carbon tax" *Empirical Economics*, 22, 589–613.
- Costa, D.L. (1997) "Less of a luxury: The rise of recreation since 1888", NBER Working Paper, 6054, National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA, USA.
- Dahl, B (1995), "Sverige och Brundtlandrapporten", i "Framtiden bygger vi ner, Edbergstiftelsens jubileumsbok, 1990–1994
- Dasgupta, P. D. & Mäler, K.-G. (1994) "Poverty, institutions, and the environmental-resource base", *Handbook of Development Economics*, Vol. 3, J. Behrman & Srinivasan, T.N. ((Red) Amsterdam: North Holland)
- Dasgupta, P.D. (1993) "An Inquiry into well-being and destitution", Oxford University Press, Oxford.
- Deacon, R. T. (1999) "The political economy of environment-development relationships: A preliminary framework", Working Paper, Department of Economics, University of California, Santa Barbara.
- Dreze, J. & Stern, N. (1987) "Theory of cost-benefit analysis", i *Handbook of Public Economics*, vol II, Auerbach, A.J. & M. Feldsten (red), North-Holland, Amsterdam.
- ECE (2000) "Timber Bulletin" LIII, No 5, Geneva.
- Egolf, B., Lasker, J, Wolf, S. & Potvin, L (1992), "The Roseto effect: a 50-year comparison of mortality rates", *American Journal of Public Health*, 82, 1089–92.
- Ericsson, G. & Heberlein, T.A. (2002) "Attityder till varg och vargjakt i Sverige", SLU Kontakt 14, Uppsala.
- Eriksson, C. & Persson J. (2002) "Economic growth, inequality, democratization, and the environment", Stiftelsen Fackföreningsrörelsens Institut för Ekonomisk Forskning, FIEF, www.fief.se.
- Fankhauser, S., Tol, R.S.J. & Pearce, D.W. (1997) "The aggregation of climate change damages: A welfare theoretic approach", *Environmental and Resource Economics*, 10, 249–266.
- FAO (2000) "Forest Products", FAO, Rome.
- Fegler, C. & Unemo, L., "Vad är hållbar utveckling?", bilaga 7 till Långtidsutredningen 1999/2000 (SOU 2000:7), Fritzes förlag, Stockholm.

- Fiscella, K. & Franks, P. (1997), "Poverty or income inequality as predictor of mortality: longitudinal cohort study", *British Medical Journal*, 314; 1724–1732.
- Franzén, M (1994), *Gasoline Demand – A Comparison of Models*. Ekonomiska studier nr. 49, Handelshögskolan vid Göteborgs Universitet.
- Fridén, L. (2001) "Koldioxidskatt, Transporter och Regional Ekonomi", INREGIA, Stockholm.
- Frykblom, P. (1998), "Questions in the Contingent Valuation Method – Five Essays." PhD Thesis, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Agraria 100, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Fullerton, D. (2001) "A framework to compare environmental policies", NBER Working Paper 8420, Massachusetts, USA.
- Goodwin, P.B. (1992), A review of new demand elasticities with special reference to short and long run effects of price changes, *Journal of Transport Economics and Policy*, 1992:2.
- Gravelle, H., (1998), "How much of the relation between population mortality and unequal distribution of income is a statistical artifact?", *British Medical Journal*, 316; 382–385.
- Hahn, R.W., Cavanagh, S.M. & Stavins, R.N. (2002) "National environmental policy during the Clinton years", KSG Faculty Research, RWP01-27, Harvard University.
- Hansson-Brusewitz, U. (1997). Höjd koldioxidskatt och höjd skatt på elektrisk kraft: effekter på hushållens välfärd och konsumtion, Skatter, miljö och sysselsättning, SOU 1997:11, underlagsrapporter till Skatteväxlingskommitténs slutbetänkande.
- Harrison, G.W & Kriström, B. (1999) "General equilibrium effects of increasing carbon taxes in Sweden," i Brännlund, B. & Gren, I. (red.), *Green Taxes: Theory and Practice*, London: Elgar.
- Heal, G.M. & Kriström, B. (2002 a) "National Income in dynamic economies", Working Paper, Columbia University. Kan laddas ned via www.ssrn.com.
- Heal, G.M. & Kriström, B. (2002b) "Uncertainty and climate change" *Environmental & Resource Economics*, 22, 1–2, 3–39.
- Heckman, J.J., Smith, J. & Clements, N. (1997) "Making the most of programme evaluations and social experiments: Accounting for heterogeneity in programme impacts", *Review of Economic Studies*, 64, 487–555.

- Helfand, G.E. & Peyton, L.J. (1999) "A conceptual model of environmental justice", *Social Science Quarterly*, 80, 1, 68–83.
- Heyes, A. & Dijkstra, B. (2001) "Interest groups and the demand for environmental policy", i *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics*, 2001/2002, Folmer, H. & Tietenberg, T. eds., Edgar Elgar, Cheltenham. UK.
- Hill, M. & Kriström, B. (2002a) "Effects on the Swedish Economy of Unilateral Climate policy" Working Paper, Department of Forest Economics, SLU-Umeå, www.sekom.slu.se.
- Hill, M. & Kriström (2002b) "Sectoral EU-trading and other Climate Policy Options" Working Paper # 328, Department of Forest Economics, SLU-Umeå.
- Hite, D. (2000) "A random utility model of environmental equity" *Growth and Change*, 31, 1.
- Hourcade, J.-C. (2001) "Articulating national, regional and international policy: Simple signals in an heterogenous world", IPIECA Symposium, 15–16 October 2001, Cambridge, Boston, USA.
- Hökby, S. & Söderqvist, T. (2003) "Elasticities of demand and willingness to pay for environmental services in Sweden", Working Paper, Beijerinstitutet för Ekologisk Ekonomi, KVA, Stockholm. Kommande i *Environmental and Resource Economics*.
- Jansson, J.O. & Wall, R. (1994), Bensinskatteförändringars effekter. Rapport till Expertgruppen för Offentliga Studier (ESO), Ds 1994:5.
- Johansson, P.O. (1993) "Cost-Benefit analysis of environmental change", Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Johnstone, B.R. (red. 1994) "Who pays the price? The sociocultural context of environmental crisis." Society for Applied Anthropology, Island Press, Washington, D.C.
- Kanninen, B. J. & Kriström, B. (1992), "Welfare benefit estimation and income distribution". Beijer Discussion Paper Series No. 20, Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm.
- Klinge-Jacobsen, H., Birr-Pedersen, K. & Wier, M. (2001) "Fördelningsvirkninger af energi- og Miljøavgifter", Risø National Laboratory, November.
- Kriström, B. & Riera, P. (1996) "Is the income elasticity of environmental improvements less than one?" *Environmental and Resource Economics*, 7, 1:45–55.

- Kriström, B. & Wibe, S. (1992) "En effektiv miljöpolitik", Bilaga 6 till Långtidsutredningen 1992 (SOU 1992:19), Fritzes Förlag, Stockholm.
- Kriström, B. (1990) "A Non-Parametric Approach to the Estimation of Welfare Measures in Discrete response Valuation Studies", *Land Economics*, 66, 135–139.
- Kriström, B. (2000) "Growth, employment and the environment", *Swedish Economic Policy Review*, 7, 155–184.
- Kverndokk, S. & Rosendahl, K. (2001), "Greenhouse gas mitigation costs and ancillary benefits in the Nordic countries, the UK and Ireland: A survey". Working Paper. Ragnar Frisch Centre for Economic Research, Oslo, Norway.
- Labandeira, X. & Labeaga, J.M. (1999) "Combining Input-Output analysis and micro-simulation to assess the effects of carbon taxation of Spanish households", *Fiscal Studies*, 30, 3, 305–320.
- Landes, D.S. (1998) "The wealth and poverty of nations: Why are some so rich and others so poor?", New York: W.W. Norton.
- Li, C.-Z. and Fredman, P. (1994), "On reconciliation of the discrete choice and open-ended responses in contingent valuation experiments", i Li, C.-Z., *Welfare evaluations in contingent valuation – An econometric analysis*. Doktorsavhandling, Umeå Economic Studies No. 341, Department of Economics, Umeå University.
- Lucas, R. (1988) "On the mechanics of economic development", *Journal of Monetary Economics*, 22, 3–42.
- Lundberg, L. & J. Torstensson (1996) "Skatteväxling och internationell konkurrenskraft", Kap 5, i SOU 1996:117, Expertrapporter från skatteväxlingskommittén.
- Lundgren, T. & Sjöström, M. (2000) "A dynamic factor demand model for the Swedish pulp industry – An euler equation approach", *Journal of Forest Economics*, 5, 1, 45–67.
- Lynch J.W., Kaplan, G.A. Pamuk, E.R., Cohen, R.D., Heck, K.E., Balfour, J.L & Yen, I.H., 1998, "Income inequality and mortality in metropolitan areas of the United States", *American Journal of Public Health*, 88, 7, 1074–80.
- Markandya, A. (1998) "Poverty, income distribution and policy making" *Environmental and Resource Economics*, 11(3–4), 459–472.
- Martinez-Alier, J. (2002) "The environmentalism of the poor: A study of ecological conflicts and valuation" Edgar Elgar, Cheltenham, UK.

- McFadden, D.L. & Leonard, G.K. (1992) "Issues in the contingent valuation of environmental goods: Methodologies for data collection and analysis." in *Contingent Valuation: A Critical Assessment*. Cambridge Economics, Inc.
- McGuire, M.C. & Aaron, H. (1969) "Efficiency and equity in the optimal supply of public goods", *Review of Economics and Statistics*, LI, feb, 31–39.
- Metcalf, G.E. (1997) "The national sales tax: Who bears the burden?" *Cato Policy Analysis*, No. 289., <http://www.cato.org/pubs/pas/pa-289.html>.
- Mitchell, R.C. (1979) "Silent spring/silent minorities", *Public Opinion*, 2, 4, 16–55.
- Nilsson, C. & Kriström, B. (2002) "The Costs of going from Kyoto to Marrakesch", Working Paper, Department of Forest Economics, SLU-Umeå.
- Norberg, H. (1999) "Regionalpolitiken – en ESO-rapport om tro och vetande". Rapport till Expertgruppen för offentliga studier (ESO), Ds 1999:50.
- Perotti, R. (1996) Growth, income distribution, and democracy: what the data say, *Journal of Economic Growth*, 1, 149–187.
- Persson, T. & Tabellini, G. 1994) "Is inequality harmful for growth?" *American Economic Review*, 51, 84, 600–621.
- Poterba, J.M. (1991) "Is the gasoline tax regressive?", *Tax Policy and the Economy*, 145–164.
- Ravallion, M. Heil, M.T. & Javal, J. (2000) "Carbon emissions and income equality", *Oxford Economic Papers*, 54, 4, 651–669.
- Ready, R.C. & Senkane, J. M.S. (2002) "The relationship between environmental values and income in a transition economy: surface water quality in Latvia," *Environment and Development Economics*, 7,1, sid.147–156.
- Riksskatteverket, "Skattestatistisk Årsbok 2001".
- Rose, A. (1993) "Equity Considerations of Tradeable Carbon Emission Entitlements" i *Combating Global Warming, Study on a global system of tradeable carbon emission entitlements*, UNCTAD, New York.
- Rose, A., Brandt, S, Edmonds, J. & M. Wise. (1998) "Intergenerational equity and differentiation in global warming policy", *Environmental and Resource Economics*, 12, 25–51.
- Rubin, J., Helfand, G & Loomis, J. (1991) "A Benefit-Cost analysis of the spotted owl", *Journal of Forestry*, 89, 25–30.

- Rutherford, T.R. & Paltsev, S. V. (2000) "GTAP-Energy in GAMS: The dataset and static model", Working Paper 00-02, februari, Department of Economics, University of Colorado, USA.
- Sandmo, A. (2001) "Green Taxes and the Marginal Cost of Funds", Uppsats presenterad på 8th Ulvön Conference on Environmental Economics, Ulvön, 19-21 Juni, 2001. <http://www.sekon.slu.se/~bkr/ulv01sandmo.PDF>.
- SCB (2001) "Oljeleveranserna 2001", SCB, Stockholm.
- Sieg, H., Smith, V.K. & Banzhaf, H.S. (2001) "Estimating the General Equilibrium Benefits of Large changes in spatially delineated public goods" Working Paper, Carnegie Mellon University, 20 Februari.
- Sipes, K. & Mendelsohn, R. (2001) "The effectiveness of gasoline taxation to manage air pollution", *Ecological Economics*. 2, 36, 299 – 309.
- Sisask, A. (2001) "En studie av värmeverkens produktions-teknologi", Licentiatavhandling, institutionen för Skogs-ekonomi, SLU-Umeå.
- Smith, Z. (2000) "The petrol tax debate", Briefing Note 8/2000, Institute for Fiscal Studies, London.
- Solow, Robert M. (1956) "A contribution to the theory of economic growth." *Quarterly Journal of Economics*, 70, 65-94.
- SOU 1996:117 Expertrappporter till Skatteväxlingskommittén. Fritzes förlag, Stockholm.
- SOU 1997:11 (1997) Skatter, miljö och sysselsättning, slutbetänkande från Skatteväxlingskommittén, Fritzes Förlag, Stockholm.
- SOU 2000:23, Förslag till svensk Klimatstrategi. Slutbetänkande från Klimatkommittén, Fritzes förlag, Stockholm.
- Stiglitz, J.E. (1995) "Whither socialism?" MIT Press. Cambridge, MA.
- Symons, E., Proops, J. & Gay, P. (1994) "Carbon taxes, consumer demand, and carbon dioxide emissions: A simulation analysis for the UK", *Fiscal Studies*, 15, 2, 19-43.
- Söderqvist, T. (1996) "Ekonomisk värdering av miljön: Metoder och svenska erfarenheter". I SOU 1996:117, Expertrappporter från skatteväxlingskommittén. Fritzes förlag, Stockholm.
- Tiezzi, S. (2001) "The welfare effects of carbon taxation on Italian households", Working Paper 337, Dipartimento di Economica Politica, Università degli Studi di Siena.

- West, S.E. & Williams, R.C. (2002) "Estimates from a consumer demand system: Implications for the incidence of environmental taxes" Working Paper 9152, NBER, <http://www.nber.org/papers/w9152>.
- Wibe, S. (1990) "Skall biobränslen beläggas med koldioxidskatt?" Institutionen för Skogsekonomi, SLU, Umeå. Arbetsrapport nr 106.
- Wibe, S. (2001) "Kolsänkor och den svenska skogsindustrins konkurrenskraft". Institutionen för Skogsekonomi, SLU, Umeå, Arbetsrapport nr 314.
- Zimmerman, K. (1986) "Discussion: Distributional considerations and the environmental policy process", I Scnaiberg, A., Watts, N & Zimmerman, K. (Red) *Distributional Conflicts in Environmental-Resource Policy*, WZB-Publications, Wissenschaftszentrum, Berlin.

Bilagor till Långtidsutredningen 2003

Bilagorna kommer att publiceras under 2003. För närmare information, se: www.finans.regeringen.se/lu2003

Nr	Namn	Författare
1	Sveriges ekonomi – utsikter till 2020	Martin Hill och Jonas Norlin, Finansdepartementet
2	Den demografiska utmaningen – en strategi för långsiktigt hållbara offentliga finanser	Jonas Norlin, Finansdepartementet
3	Regional utveckling – utsikter till 2020	NUTEK och INREGIA
4	Migration och integration – om framtidens arbetsmarknad	Annika Århammar, Finansdepartementet
5	Kan vi räkna med de äldre?	Anders Bornefalk och Ola Gustafsson, Finansdepartementet
6	Sveriges konkurrensfördelar för export och multinationell produktion	Patrik Gustavsson, FIEF och Ari Kokko, Handelshögskolan
7	Alternativ finansiering av offentliga tjänster	Statskontoret
8	Fördelningspolitikens mål och medel	Jan Bröms, f.d. chefsekonom och Thomas Pettersson, Finansdepartementet
9	Fördelning ur ett livscykelperspektiv. Ekonomiska resurser genom livet	Thomas Pettersson och Tomas Pettersson, Finansdepartementet

Nr	Namn	Författare
10	Utbildningens fördelning – en fråga om klass?	Anneli Josefsson och Lena Unemo, Finansdepartementet
11	Fördelningseffekter av miljöpolitik	Bengt Kriström m.fl., Sveriges Lantbruksuniversitet
12	En jämställd föräldraförsäkring? (preliminär titel)	Fredrik Jansson, Elina Pylkkänen, Lizbeth Valck, Finansdepartementet
13	Tid och pengar – dela lika?	Frida Widmalm, Finansdepartementet