

Förord

Tanken att ett land genom att skärpa sin miljöpolitik kan öka näringslivets internationella konkurrenskraft – den s.k. Porterhypotesen – har kommit att färga den miljöpolitiska debatten i många länder. Om hypotesen är riktig skulle miljöpolitik kunna bedrivas till låga eller inga kostnader alls. Porters hypotes är dock omtvistad. Sedan den presenterades i början av 1990-talet har den varit föremål för omfattande forskning och akademisk diskussion. Vad säger forskningslitteraturen? Finns det en konflikt mellan konkurrenskraft och god miljö? Svaret på denna fråga är central för många miljöpolitiska beslut, bl.a. det om Sverige ska bedriva en avsevärt strängare klimatpolitik än andra industriländer eller inte.

Expertgruppen för miljöstudier gav därför i uppdrag åt professor Runar Brännlund, Umeå universitet, att sammanställa och granska litteraturen på området samt att empiriskt studera det svenska näringslivets utveckling.

Det är vår förhoppning att rapporten ska bidra till den miljöpolitiska debatten och utgöra underlag för kommande beslut på det miljöpolitiska området.

Författaren svarar själv för innehåll, analys och de slutsatser som presenteras i rapporten.

Stockholm i augusti 2007-09-01

Bengt Kriström
Thomas Aronsson
Karin Bäckstrand
Jonas Ebbesson
Ing-Marie Gren
Stefan Lundgren
Lennart J. Lundqvist
Michele Micheletti
Eva Samakovlis

/Björn Carlén

Sammanfattning och policyslutsatser¹

Huvudsyftet med denna studie är att sammanfatta kunskapsläget kring sambanden mellan miljöpolitik och konkurrenskraft. En central fråga i studien är vilka effekter miljöpolitiken kan tänkas ha på de företag och eller branscher som regleras, och vad som eventuellt är specifikt med miljöregleringars effekter.

Studiens huvudsyfte är mycket nära kopplat till den intensiva diskussion som förts de senaste 10 åren kring vad som brukar kallas "Porterhypotesen". Porterhypotesen är en hypotes om att ökade miljökrav i form av miljöregleringar ger upphov till "vinster" (utöver miljöintäkterna) som mer än väl uppväger de kostnader som normalt förknippas med miljöregleringar.

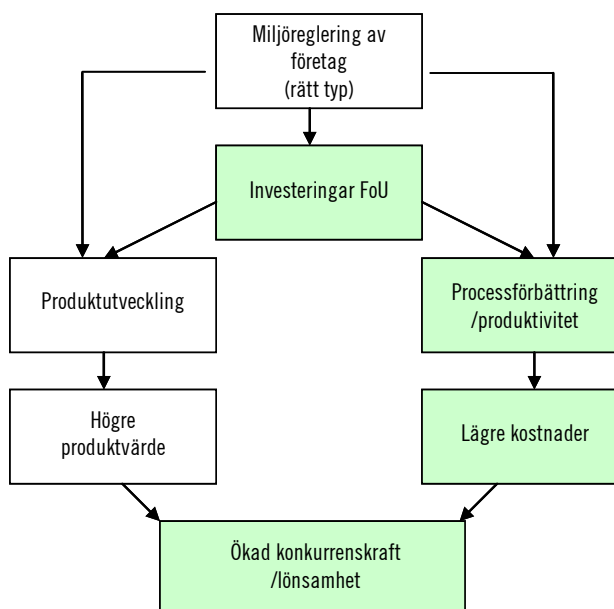
Därmed kan man säga att studien mer specifikt syftar till att ge en någorlunda systematisk genomgång av denna *s.k.* "Porterhypotes" och dess giltighet för framförallt Sverige. Den grundläggande frågeställningen är således om det finns några vetenskapliga belegg till stöd för hypotesen. Och om så är fallet, gäller detta enbart inom miljöpolitikens område? Ett allmänt stöd för Porterhypotesen skulle ha mycket vittgående konsekvenser på utformning av politiken inom samhällets alla områden, men även på synen om den fria marknadens förmåga att bidra till en effektiv resursallokering.

¹ Jag är tacksam för alla värdefulla kommentarer och synpunkter jag fått av medlemmarna i referensgruppen, Peter Frykblom, Lennart Hjalmarsson, Christian Ketels, Stefan Lundgren, Patrik Söderholm samt ledamöterna i Expertgruppen för miljöstudier. Ett speciellt tack till Björn Carlén och Joakim Sonnegård, Expertgruppen för miljöstudier, som kontinuerligt bidragit med värdefulla kommentarer och inte minst med stöd och uppmuntran under hela resan från synopsis till rapport. Sist men inte minst ett jättetack till Tommy Lundgren för hjälpen med data och "körningar" till avsnitt 5.3. Alla tolkningar och slutsatser är författarens egna, och eventuella felaktigheter skall endast tillskrivas författaren.

Porterhypotesen, vad är det?

Den grundläggande idén bakom "Porterhypotesen" illustreras i figuren nedan. Miljöregleringar påverkar, enligt "Porterhypotesen", företag via olika kanaler och direkt och indirekt. Två huvudkanaler kan identifieras: Den första är via produktutveckling som ökar produktvärdet och därmed konkurrenskraften. Den andra är via process- eller produktivetsförbättringar som leder till lägre kostnader och därmed förbättrad konkurrenskraft. Detta kan ske direkt via förändringar i företagens interna organisation och höjd effektivitet, eller indirekt via investeringar i forskning och utveckling (FoU). Denna studie fokuserar explicit framförallt på den andra kanalen, process och produktivetsförbättringar. I den empiriska analysen inkluderas dock även produktionsutveckling, via förändringar i förädlingsvärde.

Figur Porterhypotesen, en schematisk bild



Den neoklassiska ekonomiska litteraturens beskrivning av effekterna av en miljöreglering kan även den illustreras med hjälp av figuren ovan. Att miljöregleringar kan ge upphov till investeringar i ny teknik och forskning och utveckling, vilket pressar de rörliga

kostnaderna är inte speciellt kontroversiellt i sig. *Det kontroversiella är att Porterhypotesen säger att företagen i slutändan får en förbättrad konkurrenskraft, dvs. att investeringar, effektivitetsförbättringar m.m. inte bara lindrar regleringskostnaden utan till och med leder till totalt sett minskade kostnader och därmed förbättrad konkurrenskraft.* Från den gängse neoklassiska teorin följer att de direkta regleringskostnaderna kan mildras genom investeringar i ny teknik, men att dessa inte fullt ut neutraliseras. Det grundläggande argumentet för det senare är att företagen även utan regleringar kan, och kommer att, vidta åtgärder som leder till lägre kostnader.

Styrmedelsval i miljöpolitiken

En genomgång av den styrmedelsarsenal som finns till förfogande i miljöpolitiken visar att ekonomiska och kvantitativa styrmedel har en rad olika egenskaper vilket innebär att det inte finns ett universellt bästa styrmedel. En slutsats dock är att ekonomiska styrmedel i form av skatter och överlåtbara utsläppsrätter generellt sett har ett försteg vad gäller kostnadseffektivitet. Dvs., med den typen av styrmedel har man större förutsättningar att uppnå givna miljömål till lägsta möjliga kostnad. Ekonomiska styrmedel ger tydliga incitament till kostnadsbesparingar och stimulerar till teknikutveckling. Därmed kan man med fog säga att de definitivt har förutsättningar att ge rätt incitament för en dynamisk långsiktig effektivitet. Däremot finns det inget stöd för att påstå att rätt val av styrmedel skulle leda till fullständig kostnadsneutralisering. Renodlade ekonomiska instrument som skatter och utsläppshandel är speciellt fördelaktiga, och enkla att hantera, i situationer där miljöproblemet är oberoende av vem eller var utsläppen sker, som exempelvis utsläpp av koldioxid.

Vad säger teorin?

Från den ekonomiska teorin kring miljöpolitikens kostnader i allmänhet och Porterhypotesen i synnerhet kan tre robusta slutsatser dras. Den första är att det krävs väldigt speciella antaganden kring hur företag och marknader fungerar och är organiserade för att Porterhypotesen skall kunna bejakas. I en allmän, eller generell, beskrivning av hur företag och marknader fungerar kommer

miljöregleringar att implicera kostnader. Det betyder i sin tur att en politik som baseras på hur företag och marknader i allmänhet fungerar, och inte på specialfall, måste beakta att det finns kostnader förknippade med politiken. Den andra robusta slutsatsen är att, för att Porterhypotesen ska gälla, det utöver miljöproblemet finns någon ytterligare marknadsimperfektion som även den begränsas eller neutraliseras genom miljöregleringen. Man kan enkelt uttrycka det som att det krävs en ”två flugor i en smäll” effekt för att Portereffekten ska vara möjlig. Frågan blir därmed om det regelmässigt existerar sådana positiva samband mellan olika externa effekter, och om regleraren vet när en sådan situation föreligger? Svaret på frågan är att något sådant allmänt positivt samband knappast föreligger, och att regleraren i allmänhet inte i förväg kan veta om så är fallet eller inte. En tredje slutsats är att miljöregleringar inte är särskilt lämpliga för att lösa problem utöver själva miljöproblemen. Har vi två problem, ett miljöproblem och ett annat problem, exempelvis allt för lite FoU, så krävs det i allmänhet två instrument, ett miljöpolitiskt och ett industripolitiskt. Det bör dock påpekas att det i vissa fall kan vara så att ett instrument som löser eller mildrar det ena problemet samtidigt bidrar till en lösning av det andra problemet.

Teorigenomgången pekar på mekanismer som är centrala i en Porterdiskussion och hur olika antaganden påverkar dessa mekanismer. Den policyslutsats som följer är att Portereffekten inte är något som skall ingå i en kalkyl av miljöpolitikens kostnader. Väljer vi rätt typ av styrmedel kommer företagen att söka efter de billigaste lösningarna. I vissa speciella fall kan det leda till att vissa företag får lägre kostnader än innan, men i de flesta fall implicerar det kostnadsökningar.

Vad säger empirin?

Det finns en omfattande empirisk litteratur kring sambandet mellan konkurrenskraft och miljöregleringar. Det är dock så att formella test av den ”starka” varianten av Porterhypotesen är sällsynta. Med ”stark” avses här åtminstone fullständig kostnadsneutralisering. De flesta empiriska studier testar vissa delar av Porterhypotesen och de resultat som erhålls kan i bästa fall användas för att förkasta de grundvalar Porterhypotesen vilar på. Den del av Porterhypotesen som varit mest utsatt för empirisk

granskning är miljöregleringarnas effekter på innovationer, investeringar och produktivitet/effektivitet.

I de studier som fokuserar på produktivitet och effektivitet går det inte att finna något allmänt stöd för Porterhypotesen. Resultaten bör dock tolkas med viss försiktighet. De mått på miljöregleringar som använts är ofta grova och ofullständiga. Dessutom är de flesta miljöregleringar som studeras av "command and control" karaktär, dvs. styrmedel som inte har de egenskaper som utgör förutsättningen för att en Portereffekt ska kunna uppstå. En holländsk studie finner dock ett positivt samband mellan effektivitet och "miljöregleringar", där miljöregleringarna är i form av frivilliga avtal. Företag som ingått sådana frivilliga avtal har haft en bättre effektivitetsutveckling än företag som inte ingått sådana avtal. Man kan dock inte utesluta att det finns en relativt stark urvalseffekt på så sätt att de företag som ingått avtal är de som vet med sig att de i vilket fall som helst måste vidta förbättringar i form av effektiviseringar av kommersiella skäl.

De få studier som finns av sambandet mellan miljöregleringar och investeringar visar på att miljöregleringar har en negativ effekt på investeringsnivån och moderniseringen av kapitalstocken. Ett undantag är Hamamoto (2006) där miljöregleringar (mätt som reningsutgifter) i Japansk tillverkningsindustri tycks ha en moderniseringseffekt på kapitalstocken i den Japanska industrin.

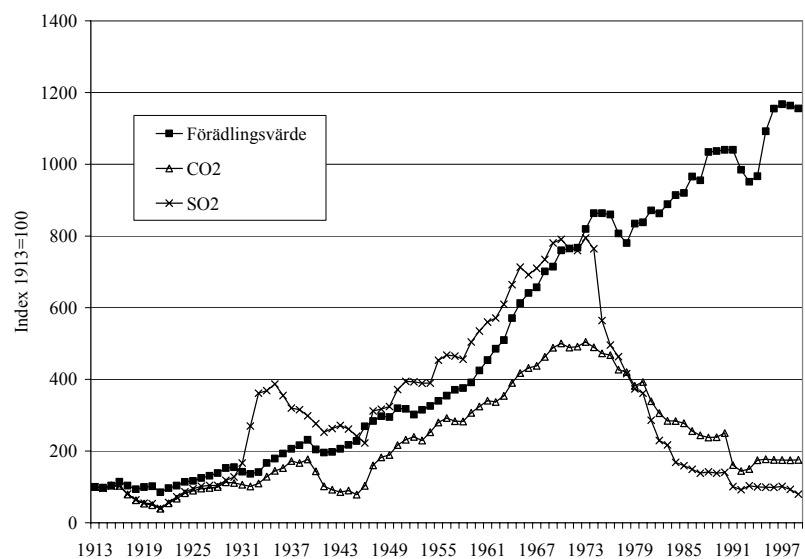
De få studier som analyserar sambandet mellan miljöregleringar och finansiellt resultat ger blandade resultat, och kan bl.a. därför inte tas till intäkt vare sig för eller emot Porterhypotesen.

En policyslutsats som kan dras från den empiriska genomgången är att det inte går att visa på en allmän Portereffekt. Även om man i några studier kan påvisa effekter som är nödvändiga för att Portereffekter ska kunna uppstå så är dessa studier alltför få för att ge något allmänt stöd för Porterhypotesen. Ej heller är dessa effekter tillräckliga för att Porterhypotesen ska kunna accepteras. Slutsatsen kan därför inte bli annan än att Porterhypotesen kan förkastas, tillsviare.

Utvecklingen i svensk industri?

Sett över en 100-årsperiod har det naturligtvis skett dramatiska förändringar i den svenska ekonomin. Sverige har gått från ett fattigt jordbrukssamhälle till ett rikt och högt utvecklat industri-

samhälle. Den industriella och ekonomiska utvecklingen har dock inte skett utan kostnader. I figuren nedan sammanfattas väsentligen utvecklingen i Svensk industri. Industrins förädlingsvärde har ökat med en faktor 12 sedan 1913. Utsläppen av svavel (SO_2) och koldioxid (CO_2) följde ungefär samma utveckling fram till början av 1970-talet. Efter det har det skett ett tydligt brott i sambandet mellan den industriella utvecklingen och utsläpp av svavel och koldioxid. Det kan vara värt att notera att utsläppen av både svavel och koldioxid nu är på ungefär samma nivå som 1913, trots att industrin bidrar med nära 12 gånger mer till BNP. Med andra ord har miljöeffektiviteten ökat dramatiskt sett över hela tidsperioden. En mycket bidragande orsak till den dramatiska minskningen av utsläppen sedan mitten av 1970-talet var utbyggnaden av kärnkraften. En annan bidragande orsak är den ökade biobränsleanvändningen som tog fart under 1980-talet.



Industrins förädlingsvärde (fast pris) och utsläpp av CO₂ och SO₂ 1913–1999. Index, 1913=100.

Produktivitetsutvecklingen (total faktorproduktivitet) och miljöeffektivitetsutvecklingen på branschnivå och i hela industrin uppvisar ett negativt samband fram till 1970; en positiv produktivitets-

utveckling följs av lägre miljöeffektivitet. Efter 1970 tycks dock detta mönster brytas då vi kan se en positiv produktivitetsutveckling, men även ökad miljöeffektivitet. Den regressionsanalys som gjorts visar dock inte på några speciella mönster som talar för eller mot Porterhypotesen. Finns det något samband bör det ha framträtt framförallt de senaste årtiondena då vi haft en miljöpolitik av det slag som är bäst skickad att frammana en Portereffekt. Huruvida det verkligen inte finns något mönster mellan produktivitet och miljöregleringar är dock fortfarande till viss del en öppen fråga. De regleringsmått som använts i denna studie är grova approximationer som kanske inte korrekt reflekterar miljöregleringarnas faktiska styrka. En relativt robust slutsats från analysen är att produktivitetsutvecklingen till stor del drivs av andra faktorer än miljöregleringar, och att eventuella effekter av miljöregleringar försvinner i det allmänna bruset.

I avsnitt 5.2 görs en fördjupad analys av svensk tillverkningsindustri och ett mer direkt test av Porterhypotesen. Sverige är ett av de få länder som har explicita skatter på svaveldioxid och koldioxid. Vidare bygger Porter sin hypotes på att miljöregleringar skall vara av "rätt sort". Grovt uttryck ska de vara av den sort som vanligtvis förespråkas i den miljöekonomiska litteraturen. Exempel på "rätt sort" är miljöskatter. Miljöskatter riktar inte in sig på någon speciell åtgärd, och dessutom ger de tydliga incitament till förnyelse och teknisk utveckling. Därmed kan man säga att den svenska miljöpolitiken utgör en bra fallstudie. I detta avsnitt studeras och analyseras effekterna på svensk industri av miljöpolitik med hjälp av en mer direkt, eller kausal, förklaringsmodell. Miljöskatter tillåts ha två typer av effekter. En direkt effekt i det att insatsfaktorer i produktionen blir dyrare, samt en indirekt effekt via teknisk utveckling och produktivitet.

Slutsatsen från analysen är att det inte går att finna något stöd för Porterhypotesen. Med undantag för en bransch (Gummi & Plast) förkastas hypotesen att högre koldioxidskatt skulle leda till högre vinst för företagen. I två av de mest homogena och energiintensiva branscherna, massa och papper samt jord- och stenindustri, är de negativa vinsteffekterna relativt starka och precisa. Slutsatsen betyder *inte* att det inte finns en positiv produktivitetsutveckling i den energiintensiva industrin. Snarare att den produktivitetsutveckling som sker är oberoende eller bromsas av höjd koldioxidskatt. Den negativa skatteeffekten kan därmed tolkas som en form av undanträngningseffekt. Skattehöjningen leder till att

energieffektivisering tränger undan andra produktivitetsförbättringar.

Slutsatser

Miljöpolitik utan kostnader? Det är den fråga som ställs i titeln på denna rapport. Svaret på frågan kan inte bli annat än nej, det är kostnader förknippade med miljöpolitik. Några ”extra vinster” som helt neutraliserar den initiala regleringskostnaden kan man generellt sett inte räkna med. Detta betyder dock inte att vi inte ska ha en miljöpolitik som ställer hårda krav och som i vissa fall skärps. Det betyder snarare att man i målformuleringar och val av styrmedel och åtgärder även fortsättningsvis måste väga kostnaderna mot miljöintäkterna. Slutsatsen är inte speciellt kontroversiell, speciellt om vi ser ”bra miljö” som en vara som ”produceras” och därmed kräver en resursinsats. Den resursinsats som krävs hade i alternativfallet kunnat användas till att producera något annat önskvärt i samhället, det är detta som är kostnaden för en ”bra miljö”. Slutsatsen bygger därmed i princip på att det sett över hela ekonomin och på lång sikt inte finns några lediga resurser som saknar värdefull alternativanvändning.

TVå slutsatser som inte direkt följer från enbart denna rapport, men som är av sådan vikt att de bör poängteras återigen är att:

- Miljöskatter och andra ekonomiska styrmedel är (kostnads-) effektiva styrmedel i politiken.
- Ekonomiska styrmedel har bra förutsättningar för långsiktig dynamisk effektivitet.

De viktigaste insikterna som är mer specifika för denna rapport sammanfattas nedan:

- Porterhypotesen bygger på antagandet att en reglering skapar ett omvandlingstryck i företagen och därmed en ”extra vinst”, utöver miljövinsten.
 - Företagen antas inte självmant ha förmågan eller viljan att vidta effektivitetsförbättringar
 - Regleraren antas ha förmåga och kunskap att dels veta när ineffektiviteter föreligger och vilka regleringar som ska vidtas för att neutralisera ineffektiviteten.

- Porterhypotesen bygger med andra ord på antagandet att det utöver miljöproblemet finns ytterligare någon form av externalitet som även den neutraliseras av en miljöreglering.
- Det finns inga belägg för att näringslivet inte har förmåga att självmant vidta effektivitetsförbättringar.
- Det finns inga belägg för att regleraren (staten) har exklusiv kunskap om när en ineffektivitet föreligger och vilka åtgärder som ska vidtas för att undanröja den.
- Det finns inga belägg för att miljöregleringar i allmänhet, som en "extra vinst", neutraliserar andra externaliteter.
- Miljöregleringar kan ibland i efterhand, ex-post, visa sig lösa två problem, men detta går inte att generalisera och därmed kan inte politiken ta detta som utgångspunkt ex-ante.
- Från den empiriska litteraturen kan man förkasta Porterhypotesen
 - Det stora flertalet av de studier som finns kan inte visa på något positivt samband mellan miljöregleringar och effektivitet/produktivitet.
 - Det finns inget klart positivt samband mellan innovationer och miljöregleringar.
 - De flesta av de få studier som finns av sambandet mellan miljöregleringar och investeringar visar på en negativ effekt av miljöregleringar på investeringar och en negativ effekt på moderniseringen av kapitalstocken.
 - De få studier som analyserar sambandet mellan miljöregleringar och finansiellt resultat kan inte tas till intäkt vare sig för eller emot Porterhypotesen.
- Det finns inga entydiga samband mellan produktivitsutveckling och miljöregleringar i den svenska tillverkningsindustrin sett över en längre tidsperiod.
- Fram till mitten av 1970-talet ökade utsläppen av koldioxid och svaveldioxid i stort sett i samma takt som tillväxten i industrin.
- Från mitten av 1970-talet har det positiva sambandet mellan tillväxt och utsläpp brutits.
- De produktivitsförändringar som skett efter 1991 kan inte förklaras med den "miljöskatteregim" som startade 1991.

- En analys av svensk industri perioden 1991–2004 leder till att Porterhypotesen kan förkastas.
 - Högre pris på fossila bränslen, via högre skatt, leder till lägre vinst.
 - Högre skatt på koldioxid har inte någon positiv effekt på produktivitet och teknisk utveckling.
 - För de flesta branscher har koldioxidskatten haft en negativ effekt på produktivitet.

1 Inledning

Det faktum att miljöproblemen fått en alltmer framträdande bild i samhällsdebatten har lett till ett alltmer ökat intresse för effekterna av olika styrmedel i miljöpolitiken. Med effekter menas här dels effekterna på vad man vill styra mot, dvs. bättre miljö, men även effekterna på företagens möjligheter att hävda sig på en alltmer konkurrensutsatt världsmarknad. Med andra ord, intresset riktar sig inte enbart mot "intäktssidan" av miljöpolitiken, utan även mot "kostnadssidan". Intresset mot kostnadssidan är ett resultat av det faktum att vi i Sverige, och andra likartade länder, kommit relativt långt i miljöarbetet, och att ytterligare miljöförbättringar därmed kan vara förenade med höga kostnader. Den gängse uppfattningen har varit att skärpt miljöpolitik medför ökade kostnader av olika slag för företag, och därmed försämrade konkurrenskraft, vilket i slutändan har en negativ inverkan på samhällsekonomin. Tankar och idéer som vänder upp och ned på denna gängse uppfattning och ser miljöpolitiken som en möjlig "win-win" situation blir naturligen attraktiva och får snabbt fotfäste. Starkt kopplat till det stora intresset kring miljöpolitikens kostnader är förstås också den senaste tidens uppmärksamhet kring den globala uppvärmningen. Det verkar finnas en bred konsensus att problemet måste angripas i stor skala, och att detta kommer att kräva uppoffringar. Styrmedel och åtgärder som kan bidra till att begränsa kostnaderna är därmed eftersökta.

Redan här måste det starkt poängteras att oavsett om det finns en win-win situation eller inte, måste miljöpolitiken ha sin utgångspunkt i miljön och värdet av miljöförbättringar. Frånvaron av en win-win situation betyder *inte* att vi inte skall vidta miljöförbättrande åtgärder. Precis som vanligt skall vi följa den traditionella tumregeln som säger att åtgärder skall vidtas så länge kostnaderna för ytterligare utsläppsminskningar är lägre än den ytterligare miljönytta som uppnås. *Den egentliga frågan som disku-*

teras i denna rapport är om det finns någon "extra vinst" av en miljöreglering. Finns en sådan måste den förstås beaktas i kalkylen, vilket får konsekvensen att vi bör vidta åtgärder som går utöver den gängse tumregeln. Exempelvis betyder frånvaron av en win-win situation, eller "extra vinst" inte att vi inte skall ha en koldioxid-skatt, om utsläpp av koldioxid ger upphov till miljöskador. Snarare betyder det att vi skall sätta skatten lika med den marginella skadan. Finns det en "extra vinst" av att sätta in en koldioxidskatt blir slutsatsen att skatten bör sättas högre än den marginella skadan.¹ Det bör redan här lyftas fram att syftet med denna rapport är att studera själva "win-win" hypotesen, dvs. om det kan finnas skäl att tro att en viss typ av miljöpolitik i allmänhet kan skapa "extra vinster"

De senaste 10–15 åren har den gängse uppfattningen kring miljöpolitikens kostnader ifrågasatts och diskuterats flitigt. Diskussionen initierades på allvar av Harvard-professorn Michael Porter. Michael Porters grundläggande argument formulerades i en ensides artikel i *Scientific American* 1991. I artikeln hävdade han att "strict environmental regulations do not inevitably hinder competitive advantage against foreign rivals". Han menade att ökad hårdare krav i miljöpolitiken, om den tillämpas på rätt sätt, kan leda till raka motsatsen, dvs. högre produktivitet, eller komparativa fördelar i någon form, och därmed förbättrad konkurrenskraft.² Med andra ord kan miljöpolitiken leda till en "win-win" situation, en "extra vinst". Porter's idéer utvecklades mera utförligt 1995 i en artikel i *Journal of Economic Perspectives* (Porter & Van der Linde, 1995). Där identifieras två huvudorsaker till varför rätt sorts miljöpolitik kan leda till en konkurrensförbättring. För det första, menade man, medför ökade miljökrav en press på företagen att bli mer effektiva. Enligt Porter leder den press som miljöregleringar medför att ineffektiviteter synliggörs och därmed kan åtgärdas. För det andra menade man att ökade krav initierar en innovationsprocess i före-

¹ Diskussionen kring skärpan i miljöpolitiken, beroende på om det finns win-win situationer eller inte, har mycket stora likheter med den så kallade "double dividend" debatten i skatteväxlingssammanhang. Även där gäller frågan om det finns skäl till hårdare krav i miljöpolitiken än vad egentligen miljöskadorna motiverar. Se exempelvis Brännlund (2006) kring detta.

² I sin berömda bok från 1990, "The Competitive Advantage of Nations" menar Porter att traditionella komparativa fördelar, eller vad han kallar "ärvda faktorer" som exempelvis stora naturresurstillgångar kan bli ett hinder för konkurrenskraft (jämför med "Holländska sjukan" som är benämningen på den situation som uppstod i Nederländerna efter att landet upptäckt naturgas i slutet av 1950-talet och början av 1960-talet. Gasexporten ökade, vilket gjorde att den reala växelkursen steg. Den starka valutan försvårade situationen för andra exportsektorer i landet.)

tagen som i förlängningen inte endast neutraliserar regleringarnas direkta kostnader, utan även ger konkurrensfördelar.

Det är delvis i skenet av detta man skall se den debatt som förts bl.a. i Sverige om värdet av att ”gå före” i miljöpolitiken. Stämmer Porters påståenden finns det med andra ord goda skäl att ”gå före” i miljöpolitiken, inte bara miljön blir bättre, företagens konkurrenskraft ökar och därmed även landets materiella välstånd.

Porters idéer var naturligtvis kontroversiella; anledningen är att de bygger på antagandet att företag inte självmant, eller spontant, vidtar åtgärder som lönar sig (se exempelvis Palmer, Oates & Portney, 1995). Dels väljer inte företaget det mest effektiva sättet att producera, dels har man inte förmågan att vidta investeringar som leder till en utvecklingsprocess i företaget som i vart fall på sikt gynnar företaget. Porters idéer har gett inspiration till många arbeten, såväl teoretiska som empiriska. Den eventuella konsensus som etablerats är att Porterhypotesen kan äga sin giltighet ifall det existerar systematiska informationsbrister, någon form av begränsad rationalitet, eller om miljöregleringar också, som en sidoeffekt, mildrar eller eliminerar marknadsimperfectioner inom något annat samhällsområde.

Huvudsyftet med föreliggande rapport kan sägas vara att sammanfatta kunskapsläget kring sambanden mellan miljöpolitik och konkurrenskraft. En central fråga är om man kan förvänta sig en Portereffekt i allmänhet och vilka mekanismer som kan tänkas vara drivande. Kopplat till denna fråga är vad som är specifikt med miljöregleringars effekter. Alternativt kan man ställa frågan varför inte regleringar i allmänhet har en ”Porter-effekt”?

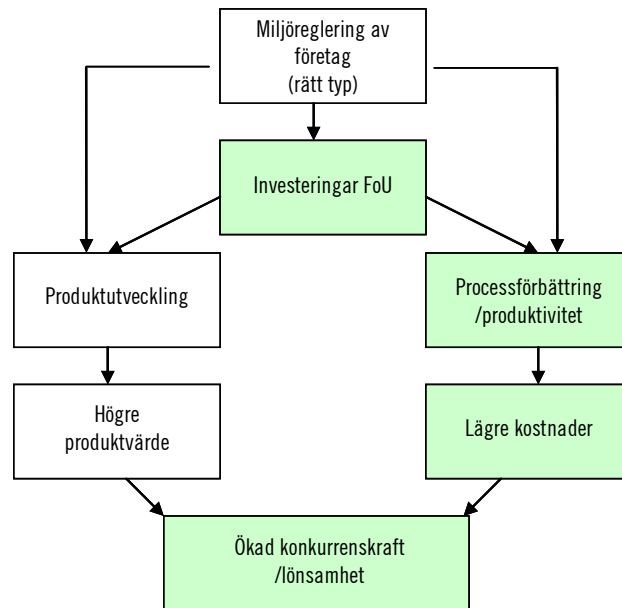
Mer specifikt syftar rapporten till att ge en systematisk genomgång av Porterhypotesen och dess eventuella giltighet för framförallt Sverige. Den grundläggande frågeställningen är således om det finns några vetenskapliga belägg till stöd för hypotesen. Och om så är fallet, gäller detta enbart inom miljöpolitikens område? Ett allmänt stöd för Porterhypotesen skulle ha mycket vittgående konsekvenser på utformning av politiken inom samhällets alla områden, men även på synen om den fria marknadens förmåga att bidra till en effektiv resursallokering.

Metodikerna i rapporten bygger dels på en litteraturgenomgång av såväl den teoretiska som den empiriska forskningen inom området, dels på en helt ny empirisk analys av utvecklingen i den svenska industrin. Det ramverk som analysen bygger på är nationalekono-

misk teori, och därmed kommer litteraturgenomgången att ha sitt fokus på den nationalekonomiska litteraturen inom området.

En genomgång av litteraturen visar att det finns många olika tolkningar av Porterhypotesen, framförallt vad gäller de mekanismer som antas driva sambandet mellan "konkurrenskraft" och "miljöregleringar", vilket kräver att vissa avgränsningar görs. Avgränsningarna kan illustreras med hjälp av Figur 1.1 som ger en mycket schematisk bild av de mekanismer som vanligtvis brukar diskuteras i samband med Porterhypotesen.

Figur 1.1 Porterhypotesen, en schematisk bild



På mikronivå kan man säga att det finns två vägar till förbättrad konkurrenskraft. (1) produktutveckling och därmed högre produktvärde, (2) processförbättringar, eller produktivetsförbättringar och därmed lägre kostnader. Båda dessa vägar kan i princip vara direkt relaterade till miljöregleringarna och/eller gå via investeringar i nytt kapital och/eller investeringar i forskning och utveckling (FoU). Rapportens fokus kommer i huvudsak att ligga på den andra vägen, den skuggade i figur 1.1, även om den första vägen berörs till viss del.

En fråga som är relaterad till den första vägen är frågan om i vilken utsträckning miljöregleringar genererar ”ny tillväxt” i form av att den ”gröna sektorn” expanderar. Frågan kommer inte att penetreras explicit i den teoretiska genomgången. I den empiriska genomgången och den egna empiriska analysen kommer dock produktutveckling med implicit via förändringar i förädlingsvärden. Utgångspunkten är att en eventuell expansion, eller kontraktion, av den gröna sektorn är en mer eller mindre renodlad strukturomvandlingsfråga som har mycket litet att göra med den grundläggande idén bakom Porterhypotesen. Miljöregleringar kommer med stor sannolikhet att på lång sikt generera en ”grön” tillväxt, men detta på bekostnad av en kontraktion av någon annan sektor i ekonomin. Detta är hela poängen med miljöpolitik. Igen måste det påpekas att tanken med Porterhypotesen är att miljöregleringar genererar ett extra värde utöver den positiva miljöeffekten vilken till viss del kommer till uttryck i att vi får en annan struktur i ekonomin.

Också en analys av produktförbättringsvägen är förknippad med många fallgropar, om syftet är att studera Portereffekten som den beskrivits ovan. Ett exempel på en sådan fallgrop är att miljöregleringar i många fall drivs av förändringar i konsumenters preferenser, dvs. att konsumenter kräver en miljövänlig produkt. En produktförbättring, eller helt ny produkt, som då är resultatet av en miljöreglering är därmed inte nödvändigtvis en följd av att företagen blir mer innovativa eller medvetna än tidigare. Det kan helt enkelt vara följden av att efterfrågan förändras i riktning mot andra produkter, vilket tvingar företagen till förändringar, eller gör att nya företag dyker upp och tar marknadsandelar av de företag som inte anpassar sig. Enligt det synsätt som återges i denna rapport är detta dock ingen Portereffekt.³

Resterande del av rapporten har följande upplägg: I kapitel 2 ges en redogörelse och systematisk genomgång av vad som menas med Porterhypotesen. Tolkningen av Porterhypotesen utgår i mångt och mycket från det neoklassiska ramverk som ligger till grund för hela rapporten. Det betyder att det kan finnas andra tolkningar och aspekter av Porterhypotesen som inte fångas upp här. I kapitel 3 diskuteras miljöpolitik i allmänhet och olika styrmedels egenskaper i synnerhet. Konkurrenskraftsbegreppet – vad menas egentligen med konkurrenskraft – diskuteras även det i kapitel 3. I kapitel 4

³ Som vi skall se senare inkluderas denna effekt i Michael Porters egen ”definition” av Porterhypotesen.

ges en översikt av kunskapsläget – vad säger den befintliga litteraturen om giltigheten i Porterhypotesen. Kapitel 4 syftar även till att besvara en av huvudfrågorna, den om vad som är specifikt för miljöregleringar och varför just denna typ av regleringar skulle ha denna ”win-win” egenskap. I kapitel 5 görs en empirisk analys av svensk industri; Hur ser utvecklingen ut i svensk industri ut på lång och kort sikt, och hur kan denna utveckling relateras till miljöregleringar? I kapitel 6, slutligen, ges en kort sammanfattning och konklusion av vad vi vet och vilken utsträckning denna kunskap kan vara till vägledning i beslutsfattandet.

Avslutningsvis kan det vara värt att notera Porters idéer kan tyckas nya och fräscha, men granskar man argumenten närmare finner man stora likheter med den diskussion som sedan länge förts kring ”omvandlingstryck”. Hela den diskussionen kan spåras tillbaka till Schumpeter (1936).⁴ Enligt denna diskussion finns alltid möjligheter till omvandling, men huruvida omvandling faktiskt sker beror på vilket ”tryck” företagen får vidkännas. Trycket på omvandling kan komma från konkurrenter, från leverantörer, eller från samhället i form av olika regleringar, och den omvandling som kan ske kan innefatta allt från teknikförändringar, produktutveckling till förändringar i ledningssystem och företags organisation.

⁴ I Erixson (1991) finns en utförlig redogörelse av begreppet ”omvandlingstryck”.

2 Miljöregleringar och konkurrenskraft, vad menade Porter?

Som vi berört inledningsvis är den traditionella uppfattningen att miljöregleringar påverkar företag negativt. Det finns många skäl till varför den uppfattningen har ett starkt stöd, och den uppfattningen kanske också bör vara utgångspunkten i en analys av miljöregleringars effekter. Det kanske mest uppenbara skälet till detta betraktelsesätt är att åtgärder i syfte att uppfylla en specifik reglering normalt sett tar resurser i anspråk, resurser som skulle kunnat användas till annat. Alternativt kan vi se en reglering som att man begränsar företagets handlingsutrymme; man får färre valmöjligheter. Vi kan finna otaliga exempel på att en reglering tar resurser i anspråk, eller begränsar handlingsutrymmet. En investering i en specifik reningsutrustning, exempelvis, är en icke-produktiv investering sett ur företagets perspektiv, den tar resurser i anspråk utan att bidra till produktionen. Ett annat typiskt exempel är att en viss typ av reglering "tvingar" företaget att förändra produktionsprocessen och/eller välja andra insatsvaror i produktionen, vilket man inte skulle ha gjort i frånvaro av regleringen; handlingsutrymmet beskärs.¹

Vanligtvis brukar de negativa effekterna av regleringar riktade mot företag delas upp i följande huvudeffekter:

- Direkta kostnader
 - Ny kostsam utrustning måste införskaffas.
 - Förändrade produktionsprocesser.
 - Förändringar av insatsvarumixen.

¹ För tydlighetens skull måste det här betonas att regleringar införs för att de förväntas ge någon nytta som annars inte skulle ha erhållits, och att denna nytta överstiger kostnaden.

- Indirekta kostnader
 - Försämrade lönsamhet påverkar investeringar (i produktivt kapital) negativt
 - Miljöinvesteringar tränger undan ”produktiva investeringar”.
 - Effekter på andra marknader och aktörer som inte direkt regleras (allmänjämviktseffekter).

Sett ur ett traditionellt ekonomiskt perspektiv speglar dessa effekter endast det faktum att regleringar minskar företagets valmöjligheter, vilket inte kan vara till någon fördel. Givet en viss mängd insatsfaktorer (kapital, arbete, etc.) innebär exempelvis en miljöreglering att endast en delmängd av produktionsmöjligheterna är tillgängliga, vilket då skulle leda till högre kostnader, och därmed sämre konkurrenskraft. En analys av sambandet mellan konkurrenskraft och miljöpolitik blir, utifrån detta synsätt, liktydigt med en analys av sambandet mellan produktivitetsutveckling och miljöpolitik.

En annan relativt vanlig utgångspunkt i analyser av sambandet mellan miljöregleringar och konkurrenskraft är att utgå från teorin om komparativa fördelar. Ett företags (eller lands) konkurrenskraft uppstår ur dess möjligheter att nyttja komparativa fördelar i termer av lägre kostnader än konkurrenterna. Handel mellan två länder uppstår om de har komparativa fördelar i förhållande till varandra. Uppkomsten av denna handel förklarar Heckscher-Ohlin teorin med att länderna är relativt olika rika på olika produktionsfaktorer. Detta resonemang skulle man kunna överföra till miljöförändringar och regleringar. Om man utgår ifrån att tillgångar på olika naturresurser är en viktig bestämningsfaktor för det internationella handelsmönstret, skulle man kunna säga att när ett företag förörens använder det egentligen en naturresurs i form av en ren miljö. Om nu företaget tvingas reducera utsläppen upplever man detta som att man plötsligt har relativt mindre av denna resurs. Företaget förlorar helt eller delvis sin rätt att förörens och förlorar också därför mer eller mindre en komparativ fördel. Resultatet blir en minskning i exporten av de varor som använder miljön som produktionsfaktor. Ur detta följer att sambandet mellan konkurrenskraft och miljöpolitik kan analyseras i termer av handelsmönster. Oavsett vilken förklaringsansats vi väljer är dock den gängse uppfattningen att miljöregleringar leder till försämrade konkurrenskraft.

Som diskuterats inledningsvis har denna gängse uppfattning ifrågasatts, inte minst av Michael Porter (Porter, 1991 och Porter and van der Linde, 1995). Porter menar att en skärpning av miljöpolitiken i form av hårdare krav, om det görs på rätt sätt, kan leda till raka motsatsen, dvs. högre produktivitet, eller komparativa fördelar i någon form, och därmed förbättrad konkurrenskraft. Om Michael Porter har rätt så inser var och en konsekvenserna. Om vi implementerar en hårdare miljöpolitik i Porters anda behöver vi inte, så länge som åtgärderna har en positiv effekt på miljön, bekymra oss om konsekvenserna på konkurrenskraft, etc. Alternativt kan man säga att så länge som en reglering i vart fall inte har en negativ miljöeffekt bör den genomföras eftersom företagets konkurrenskraft ökar.

Centralt i Porters resonemang är att man väljer "rätt typ" av styrmedel. Som Porter själv uttrycker det "Turning environmental concern into competitive advantage demands that we establish the right kind of regulations" (Porter, 1991, s. 168). Enligt Porter kan "the right kind of regulation" resultera i "a process that not only pollutes less but lowers cost or improves quality." Den tolkning som kan göras av "the right kind" är att det är en typ av styrmedel som leder till nya tekniska lösningar, vilka i sin tur leder till allmänt sett bättre resursutnyttjande.

Rätt utformade regleringar kan, enligt Porter, tjäna ett flertal syften. Det första är att regleringar ger signaler om att det finns effektivitetsvinster och teknologiska förbättringar att göra. Företagen har alltid ett antal valmöjligheter till sitt förfogande: vilken teknik man ska välja, hur man ska utveckla sin produktionsprocess, om man ska förändra insatsmix osv. Däremot är man, i frånvaro av miljöregleringar, okunnig när det gäller sin egen roll i det ekologiska perspektivet, hur mycket man släpper ut, vilka effekter det har på miljön m.m. Enligt Porter riktar regleringar uppmärksamheten dels mot detta, men även mot teknologiska och processtekniska innovationer. För det andra, menar Porter, kan regleringar bidra till att företagen i allmänhet blir mer miljömedvetna. Miljöregleringar följs ofta av krav på att företagen kontinuerligt ska rapportera sina utsläpp. Detta synliggör företagets miljöpåverkan, även för dem själva. Ett tredje argument enligt Porter är att regleringarna reducerar den osäkerhet som förknippas med många investeringar. Om man vet att man måste vidta åtgärder i syfte att uppfylla speciella miljökrav reduceras antalet alternativa investeringar. Argumentet bygger på att miljöpolitiken är konsekvent och

långsiktig. För det fjärde, menar Porter, bidrar regleringar till att höja den allmänna miljömedvetenheten, vilket påverkar konsumenternas preferenser. Därmed tvingas företagen att anpassa sig, alternativ tar nya företag över.

För att ge en bild av vad dynamiken i hypotesen är utgår Porter och van der Linde (1995) ifrån att de innovationer som genereras av miljöregleringar grovt kan indelas i två kategorier. Dels blir företagen bättre på att handskas med föroreningar, i form av hur man hanterar avfall och hur man hanterar skadliga insatsfaktorer. Innovationer och investeringar som riktar sig mot dessa aspekter, reducerar, enligt Porter, kostnaderna för företagens miljöanpassningar. Den andra typen av innovationer är, enligt Porter, sådana som uppstår i syfte att ta hänsyn till regleringar samtidigt som de förbättrar produktionsprocessen och/eller förbättrar slutprodukten, eller till och med genererar en ny slutprodukt. Det är denna sista form som är grundläggande för Porterhypotesen, den som möjliggör inte bara en reduktion av kostnaderna utan även genererar en (mer än) fullständig neutralisering av kostnaderna.

Porter delar upp neutraliseringarna i produkt- och processneutraliseringar (se figur 1.1). Den förra uppstår när miljöregleringarna inte bara reducerar föroreningarna utan också förbättrar produktens kvalitet och prestanda, vilket kan leda till att ett högre pris kan tas ut av produkten. Processneutraliseringar uppstår när miljöregleringar inte bara leder till minskade föroreningar utan också till att produktiviteten förbättras, dvs. för en given mängd insatsfaktorer är det möjligt att producera mera. Porter ger ett antal orsaker till varför produktivetsförbättringar skulle uppstå: säkrare process med ett mindre antal produktionsstopp; reducerat insatsbehov av skadliga ämnen; skapande av kretslopp i syfte att förenkla och förbättra återanvändning.

Porter & van der Linde pekar på många andra möjligheter. Biprodukter som tidigare dumpades kan kanske säljas vidare som insatsvaror i annan produktion. Andra sätt att minska processkostnaderna som Porter & van der Linde pekar på är bl.a. att minska energiförbrukningen, kostnaderna för lagerhållning, m.m.

Ett av argumenten för miljöregleringar som refererats till ovan är att de höjer den allmänna medvetandenivån, vilket bl.a. innebär att betalningsviljan för "gröna" produkter ökar, vilket även kan leda, som nämnts, till nya produkter och marknader. Ett ur svensk synpunkt intressant exempel som Porter & van der Linde refererar till är den skandinaviska massa- och pappersindustrin. Producenter-

na inom denna sektor har gått i bräschen och introducerat nya miljövänliga processer. Detta har i sin tur lett till att underleverantörer av produktionsteknik, såsom Kamyr (nuvarande Kvaerner Pulping) och Sunds Defibrator, vunnit internationella marknadsandelar i sin försäljning av blekningsteknik. Porters tolkning är att de tvingades anpassa sig till den Skandinaviska massa- och pappersindustrins nya förutsättningar. När så den internationella efterfrågan på miljövänliga blekningsprocesser ökade hade de skandinaviska leverantörerna redan utvecklat en sådan.

Detta är ett exempel på vad Porter skulle kalla "early-mover advantage". Det är alltså inte bara de företag som direkt regleras som kan öka sin konkurrenskraft, utan de positiva effekterna sprids även nedåt i kedjan. Exemplet med den svenska pappersmassaindustrin visar också, vilket framhålls av Porter, att argumenten förutsätter att miljöregleringarna är konsistenta med den internationella trenden för miljöskydd.²

Vilka förutsättningar och principer måste ligga till grund för miljöregleringarna om de ska ha maximal positiv effekt? För det första måste de, enligt Porter, skapa möjligheter för företagen att vara innovativa. Innovationsprocessen ska överlåtas på den reglerade industrin. Vidare måste regleringarna generera en kontinuerlig innovationsprocess, dvs. de får inte konservera en viss teknologi. Sist men inte minst måste de för industrin undanröja all osäkerhet som är förknippad med miljöpolitik och investeringskrävande miljöregleringar. Uttryckt med andra ord anser Porter att regleringarna bör vara resultatbaserade och inte metodbaserade, dvs. inte inriktade på specifika teknologiska förändringar. Istället bör det samspela med ekonomiska marknadsincitament, exempelvis genom miljöavgifter/-skatter, depositionssystem och överlåtbara utsläppsrättigheter. Sådana ekonomiska incitament tillåter, enligt Porter, flexibilitet, ökar insatsfaktorernas produktivitet och de skapar dessutom incitament för en kontinuerlig innovationsprocess. Vidare menar Porter att en miljöpolitik som reglerar utsläppsnivåer är att föredra framför "teknologiska regleringar", dvs. regleringar som föreskriver en viss teknik. Regleringar av utsläppsnivåer, av typen command-and-control, skapar dock enligt Porter inte de incitament som krävs för en kontinuerlig innovationsprocess. Teknologin tenderar att konserveras ända till dess att nya regleringar införs eller till dess att befintliga regleringar skärps.

² Se även diskussionen i Porter (1990) kring "kluster"-tänkandet och "Porters diamant".

Sammanfattningsvis kan man säga att Porter *inte* hävdar att vilken miljöpolitik som helst leder till förbättrad konkurrenskraft. Vad han säger är att en *rätt utformad* miljöpolitik är konkurrensbefrämjande. De kriterier för *rätt utformad* miljöpolitik som Porter ställer upp är:

- att den är förebyggande;
- att den inte är teknologibunden;
- att den baseras på marknadens incitamentsstruktur.

Givet rätt utformad miljöpolitik blir konsekvensen enligt Porter att:

- ineffektiviteter inom företagets organisation och resurshantering avslöjas;
- innovationsprocesser utlöses, både vad gäller produktutformning och resurshantering.

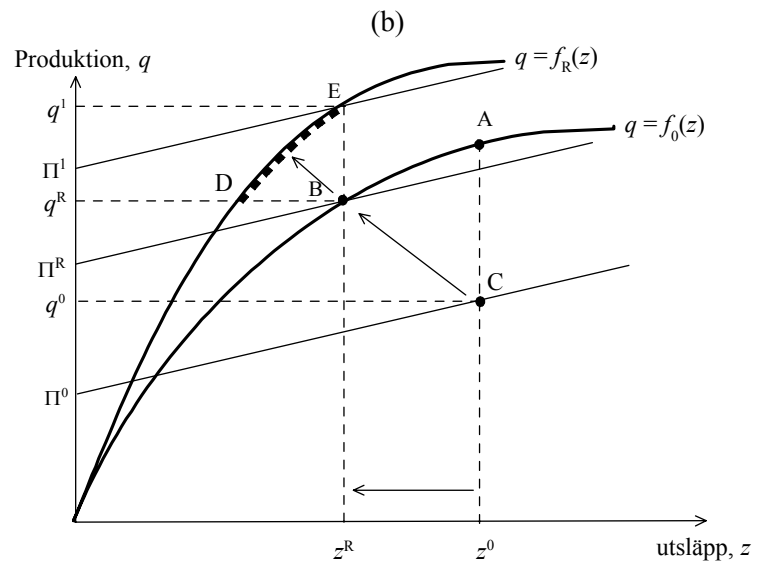
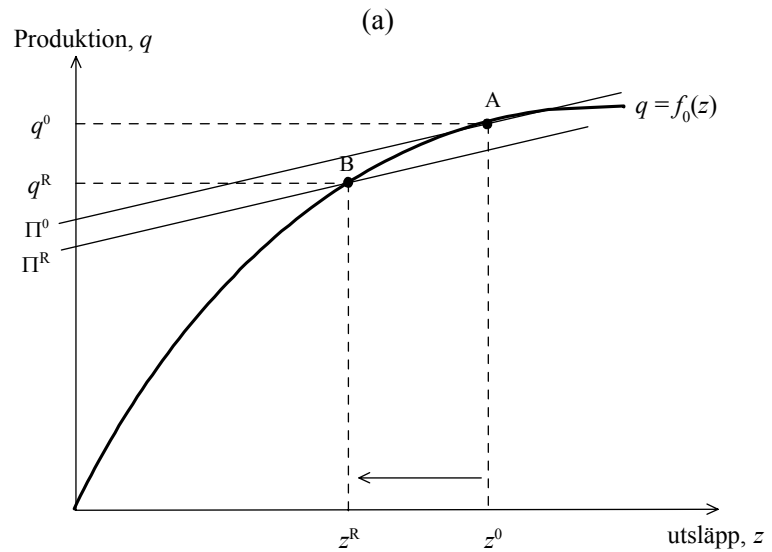
Den fullständiga kostnadsneutralisering som sker, dvs. att undanröjande av ineffektiviteter och skapandet av innovationsprocesser mer än väl kompenserar för den ”statiska” eller initiala kostnadsökningen, har i senare studier ibland benämnts Porterhypotesens ”starka form” (se exempelvis de Vries & Withagen, 2005). Leder en ”rätt utformad” miljöreglering inte till en fullständig neutralisering, men till kostnader som är lägre än alternativa styrmedel brukar man säga att man har den ”svaga formen” av Porterhypotesen. Här bör det poängteras tydligt att förekomsten av en ”svag Portereffekt” (svaga formen) inte betyder att miljöpolitiken kommer utan kostnader. Tvärtom, den är förknippad med kostnader, men att ett annat val av styrmedel hade lett till än högre kostnader.

I figur 2.1 görs ett försök att illustrera några av de effekter Porter diskuterar. I den övre panelen (a) illustreras den mer konventionella, eller traditionella, effekten av en reglering. För enkelhets skull antar vi att produktionen av en vara, q , görs med en insatsfaktor som genererar utsläpp, z . Ett annat sätt att se det är att ökad produktion implicerar, med nödvändighet, mer utsläpp. Sambandet mellan produktion och utsläpp beskrivs av produktionsfunktionen $f(z)$, där f_0 indikerar den teknologi som används i utgångsläget innan regleringen införts. Ett vinstmaximerande företag väljer i utgångsläget att producera q^0 enheter, och därmed blir utsläppsnivån z^0 . Det betyder att man utnyttjar befintlig teknologi fullt ut och producerar på effektivaste sätt givet de förutsättningar

som gäller. En reglering av utsläppen till z^R innebär därmed per definition att företagets handlingsutrymme beskärs, vilket i slutändan innebär lägre produktion och lägre vinst. Produktionen faller från q^0 till q^R , och vinsten från Π^0 till Π^R . Visavi företag i andra länder, som inte reglerats i samma utsträckning, innebär restriktionen därmed en konkurrensnackdel.

I den nedre panelen (b) görs ett försök att illustrera några av de effekter som uppstår enligt Porterhypotesen. Enligt Porter kommer regleringar att "synliggöra" ineffektiviteter i företaget. Ett sätt att illustrera detta är att företaget i utgångsläget inte befinner sig på produktionsmöjlighetsfronten utan i stället i punkt C, dvs. man producerar inte så mycket som skulle vara möjligt, givet de resurser (utsläpp) som används. En reglering av utsläppen från z^0 till z^R skulle enligt hypotesen "synliggöra" denna ineffektivitet, och företaget skulle därmed närma sig produktionsmöjlighetskurvan. I punkten B är alla ineffektiviteter neutraliserade, och företaget producerar nu mer än tidigare (från q^0 till q^R) med högre vinst som följd (från Π^0 till Π^R), samtidigt som man producerar mindre utsläpp. I hypotesen antas det implicit att det är kostnadsfritt att röra sig mot fronten. Man kan naturligtvis hitta en mängd förklaringar till varför företagen inte är fullt ut effektiva. Ett visst empiriskt stöd finns också för att företag inte alltid valt de energiinvesteringar som varit mest lönsamma. Exempelvis har det amerikanska naturvårdsverket uppmärksammat detta och lanserade ett program kallat "Green Lights Program", vilket ger företagen information och råd om energibesparande åtgärder. Men detta pekar på värdet av information snarare än att ge ett stöd åt Porters resonemang. Varje företag söker förmodligen kontinuerligt efter sådana förbättringar. Denna process kräver dock resurser och även om strängare miljöregleringar leder till produktivetsförbättringar på just detta område, kanske dessa besparingar tränger undan potentiellt större besparingar inom något annat område. Samtidigt kan man inte utesluta att för lite information tillhandahålls beroende på dess kollektiva karaktär, men som sagts ovan visar det möjligen att mer resurser bör satsas på information snarare än att ge stöd för Porterhypotesen.

Figur 2.1 Porterhypotesen



Enligt Porterhypotesen har miljöregleringar en "dynamisk" effekt i det att det stimulerar till innovationer och nya processer. I figur 2.1b illustreras detta av att "fronten", produktionmöjlighets-

kurvan, förskjuts uppåt och representeras nu av en "ny" teknologi $f_R(z)$. Den nya produktionsteknologin innebär därmed att produktions/utsläppsnivån i punkten B är ineffektiv, men att regleringen "synliggör" detta. I slutändan betyder det att företaget kommer att förflytta sig från punkten C till B , och vidare som en följd av den nya tekniken någonstans mellan D och E . Givet oförändrade priser (på produkten och på insatsvaran utsläpp) maximeras vinsten i punkten E . Även i denna del av Porterhypotesen ligger det implicita antagandet att den nya teknologin inte tar några av företagets produktiva resurser i anspråk, eller i vart fall att dessa är små.

Porter och hans medförfattare gör i formell mening inget test på huruvida hypotesen kan förkastas eller inte. För att verifiera hypotesen ger Porter & van der Linde några exempel i form av fallstudier. Ett exempel på att regleringsgenererade innovationer ofta syftar till att förbättra produktprestanda och kvalitet, finner de i företaget Raytheon. Detta företag ställdes inför kravet att eliminera de ozonutunnande klorfluorkarbonater (freon) man använde för att rengöra de tryckta elektroniska kretskort man tillverkar. I stället för denna mindre miljövänliga metod införde man en ny, baserad på vatten och terpen, och inte minst, återvinning. Detta visade sig leda till att den genomsnittliga produktkvaliteten, på vilken den gamla metoden hade haft en viss negativ inverkan, höjdes. Självklart resulterade återvinningen dessutom i lägre rörliga kostnader. Denna nya metod, menar författarna, hade inte införts om inte miljöregleringen krävt ett minskat nyttjande av klorfluorkarbonater. Detta är ett exempel på en åtgärd som betonar substitution. Man byter ut skadliga ämnen mot miljövänligare.

Ett annat exempel på produktneutralisering som Porter pekar på är den åtgärd som juvelföretaget Robbins Company genomförde. De övergick till ett slutet kretsloppsystem där utsläppen av förorenat spillvatten helt och hållet eliminerades. Vattnet används vid plätering och det slutna kretsloppet innebär att vattnet går runt i syfte att användas om och om igen, samtidigt som det filtreras och joniseras. Den nya processen innebar ett 40 gånger renare vatten än det som finns i hushållens kranar, vilket i sin tur ledde till en effektivare plätering och därmed ökad produktkvalitet med färre reklamationer som följd.

Att anpassa sig till miljöregleringar kan också diskuteras utifrån värdet av jämn produktionstakt. För många kemiska produktionsprocesser tar det tid för processen att stabilisera sig efter ett avbrott. Det resulterar ofta i en initial period där den ojämna

produktionen genererar extra mycket avfall och föroreningar. Genom att installera högkvalitativ bevakningsutrustning har exempelvis Du Pont reducerat sina produktionsstörningar och med dessa besvärliga uppstarter. De har, genom att minska störningarna, minskat avfallsproduktionen och även de inkomstbortfall som är förknippade med produktionsstörningar.

I Porter & van der Linde ges ett flertal andra exempel, och jag refererar till artikeln för den intresserade läsaren. Genomgången av Porters hypoteser och de empiriska belägg som framläggs genererar i vart fall två intressanta frågor. Den första frågan är om de empiriska belägg som presenteras är belägg för hypotesens riktighet i just de fallen, och den andra, och kanske viktigare, frågan är om fallen är regel eller undantag.

Vad gäller den första frågan kan man konstatera att den inte går att besvara utan gå in i detalj i varje enskilt fall. Några egentliga belägg för att det var regleringarna som "synliggjorde" några ineffektiviteter finns inte dokumenterade. Det går därmed inte att utesluta att många av åtgärderna skulle ha genomförts av renodlade ekonomiska skäl, även utan regleringar. Ej heller på den andra frågan finns något säkert svar. De undersökta företagen är relativt få, och som Palmer m.fl. (1995) uttrycker det; "It would be an easy matter for us to assemble a matching list where firms have found their costs increased and profits reduced as a result of environmental regulations, not to mention cases where regulation has pushed firms over the brink into bankruptcy" (Palmer m.fl. 1995, s. 121). För just de företag som refereras till av Porter & van der Linde kan miljöregleringarna ha haft de positiva effekter som räknas upp, vilket är positivt. Problemet ur policysynpunkt är förstås om detta inte gäller i allmänhet, om vissa andra företag åsamkas kostnader. En politik som baseras på de "positiva" exemplen underskattar därmed regleringens kostnad, vilket i slutändan renderar en regleringsnivå där regleringens samhällsekonomiska kostnader och intäkter inte är i balans.

Sammantaget kan man nog säga att det i praktiken torde vara få företag som vid varje given tidpunkt verkligen är på den teknologiska fronten i den meningen att de använder bästa möjliga teknik, eller har den information som krävs för detta.³ I skenet av

³ Om information betraktas som vilken annan insatsvara som helst vars inhämtning och användning tar resurser i anspråk kommer man att välja att inte vara fullständigt informerad. Det blir ekonomiskt rationellt att inte ha fullständig information. Dock, som diskuterats ovan, kan man inte utesluta att alltför lite information finns tillgängligt och används på grund av dess kollektiva karaktär.

detta skulle det, åtminstone i princip, finnas utrymme för en reglerare att "hjälpa" företagen till att göra "rätt val". Problemet är att veta vad "rätt val" kan vara ex-ante. I efterhand, ex-post, kan vi kanske konstatera att miljöregleringen tillhandahöll den information som krävdes för att företaget skulle göra "rätt val".

En intressant och viktig fråga är därmed om det går att finna något systematiskt samband mellan miljöregleringar och konkurrenskraft, och den naturliga följdfrågan blir hur man kan gå till väga för att undersöka detta. Den inledande diskussionen ger viss vägledning i den senare frågan. Teorin om komparativa fördelar säger att utvecklingen av ett lands nettoexport beror på utvecklingen av landets komparativa fördelar. I teorin kan man därmed indirekt separera ut de reala effekterna av regleringar på företagets konkurrenskraft, t.ex. genom att studera effekten på ett lands nettoexport, givet att man håller reallöner och växelkurser konstanta. Om Porterhypotesen vore sann skulle vi observera en ökad nettoexport i branscher med stränga miljökrav, givet konstanta reallöner och växelkurser. Problemet är att det i praktiken är mycket svårt, för att inte säga omöjligt, att separera ut miljöeffekten från alla andra effekter. Vad man egentligen vill göra är att studera effekten av miljöregleringarna *innan* växelkurserna justeras och därför också *innan* nettoexporten av andra varor som inte regleras justeras. Detta är ett stort problem i de empiriska studier som genomförts. Man förlitar sig till indirekta indikatorer som mäter effekter på företagets konkurrenskraft, utan att ta hänsyn till justeringsmekanismer som exempelvis växelkursförändringar. Förutom nettoexporten kan andra indikatorer studeras, t.ex. i vilka länder sker produktionen av föroreningsintensiva varor och har det internationella mönstret ändrats över tiden.

Ett mer direkt tillvägagångssätt, och som också mer är i linje med Porters ursprungliga tanke, är att studera miljöregleringars effekt på det sätt som illustreras i figur 2.1, dvs. studera produktivitetens utvecklingen i ett företag, en bransch eller för ett helt land. Detta har flera fördelar. För det första måste en förändring av konkurrenskraft förr eller senare påverka produktionen. För det andra är det möjligt, åtminstone teoretiskt, att dela upp produktivetsförändringar i en effektivitets- och en teknologikomponent. Man bör dock vara medveten om att detta egentligen inte möjliggör ett test av Porterhypotesen i dess "starka form". Även om man finner att ökade miljöregleringar leder till ökad produktivitet, via effektivitetsförbättringar och/eller tekniska framsteg, är detta inget

som ger direkt stöd för tanken att detta åtminstone ska neutralisera företagens kostnader för miljöregleringen. Vad som kan sägas är att man blivit effektivare (produktivare), och att kostnaden för att uppnå miljömålet blivit lägre än vad de skulle ha blivit ifall inga effektiviseringar skett.

En genomgång av den litteratur, såväl den teoretiska som den empiriska, där frågorna ovan försökts bevaras ges i kapitel 4. Men innan dess kan det vara värt att närmare granska och diskutera de begrepp som är centrala när Porterhypotesen diskuteras. Från diskussionen hittills torde det vara klart att de centrala begreppen är ”regleringar” och ”konkurrenskraft”. Dessa begrepp måste dessutom sättas in i ett mer övergripande miljöpolitiskt sammanhang.

3 Miljöpolitik, regleringar och konkurrenskraft

Som redan nämnts är det stora intresset för Porters idéer kopplade till den "win-win"-situation som målas upp i hypotesen och med de exempel Porter lyfter fram. Grovt kan man säga att det innan Porter fanns en bred samsyn om att åtgärder i syfte att förbättra miljön tar resurser i anspråk, dvs. det måste ske på bekostnad av något annat i samhället. Ett visst stöd för att det finns en kostnad förknippad med miljöregleringar följer av att det visat sig att konkreta åtgärder till miljöförbättringar ofta möts av ett stort motstånd. Exempelvis finns det många "experimentella" studier som visar att ett mer "ekonomiskt" sätt att köra bil kan mer än väl kompensera för ett högre bensinpris. Detta till trots protesteras det högt när det blir tal om högre bensinskatt. Detta antyder att det finns en "kostnad", kanske av själva anpassningen och att man inte kan köra som tidigare, förknippad med det högre priset. Det finns även ett relativt stort antal studier som visar att det finns ett stort antal åtgärder för energibesparingar, både hos hushåll och företag, som är kostnadsfria eller till och med är förknippade med negativa kostnader. Att dessa inte genomförs kan bero på ett flertal saker. En mycket trolig orsak är att man i studierna inte beaktat alla typer av kostnader som är förknippade med en åtgärd. Att byta kylskåp, exempelvis, innebär inte bara själva inköpet av det nya kylskåpet, utan även kostnader som i många fall kan vara svåra att mäta i form av olägenheter som uppstår av själva bytet. En annan möjlig orsak är kanske att det saknas kunskap om vad olika åtgärder kan innebära, vilket till viss del lyfts fram av Porter. Ytterligare en möjlig, eller till och med trolig, orsak är förknippad med osäkerhet, framförallt om åtgärden är förknippad med en relativt stor investering. En osäkerhetsfaktor är naturligtvis den osäkerhet om vilken politik som skall gälla i framtiden. Den svenska energipolitiken är ett exempel på ett område som förmodligen varit och är förknippat

med stor osäkerhet, vilket kan ha hämmat investeringar som annars skulle ha genomförts. Ett bra exempel på det senare ges i Michanek och Söderholm (2006), där den svenska vindkraften analyseras. Finns det en osäkerhet kring elcertifikatssystemets framtid finns det incitament att vänta med att investera i vindkraft. Detta pekar på värdet av transparens, tydlighet, långsiktighet och trovärdighet i politiken snarare än att det finns något extra värde av miljöpolitiken i sig. Det centrala är att politiken är trovärdig och långsiktig.

Syftet med detta kapitel är att närmare diskutera de grundläggande begreppen som är centrala när vi diskuterar Porterhypotesen. Centrala begrepp i detta sammanhang, som vi redan använt oss av, är ”regleringar” och ”konkurrenskraft”. När vi diskuterar dessa begrepp är det oundvikligt att inte diskutera miljöpolitik i allmänhet och styrmedel i synnerhet. Därför inleder vi kapitlet med en diskussion av miljömål och styrmedel. Ett annat syfte med kapitlet är att argumentera för Porters grundläggande tankar att en incitamentsbaserad politik som fokuserar miljöproblemet i de flesta fall är den samhällsekonomiskt effektivaste politiken, egentligen av precis de skäl som Porter anför oavsett om politiken ger några extra vinster eller inte.

3.1 Miljömål, regleringar och styrmedel

Enligt Svenska Akademiens Ordlista innebär en ”reglering”: *Att reglera något är att styra något mot ett visst beteende, dvs. man sätter upp ett rättesnöre som något skall hålla sig till (t.ex. ett väntevärde). Begreppet reglering kan användas om såväl tekniska tillämpningar som ekonomiska styrmedel.* Enligt denna definition utgör en reglering i princip två olika steg. Ett första steg där man sätter upp ett rättesnöre, och ett andra där man styr mot detta rättesnöre.¹

Miljöpolitiken kan med denna definition ses som reglering där det i steg ett bestäms hur stor miljöpåverkan som skall tillåtas, och i det andra hur man skall uppnå målet. Som vi strax ska se kan man dock inte helt självklart separera dessa steg från varandra. När vi i

¹ I ekonomisk teori innebär i princip ordet ”reglering” att man inför en restriktion i ett optimeringsproblem. I OECD (1996) definieras en ”reglering” som ”policies where the government acts as a referee to oversee market activity and the behaviour of private actors in the economy”. OECD’s definition är med andra ord betydligt bredare än den definition som ges i svenska akademins ordlista. Tillämpas OECD’ definition blir all typ av statlig kontroll och övervakning en reglering.

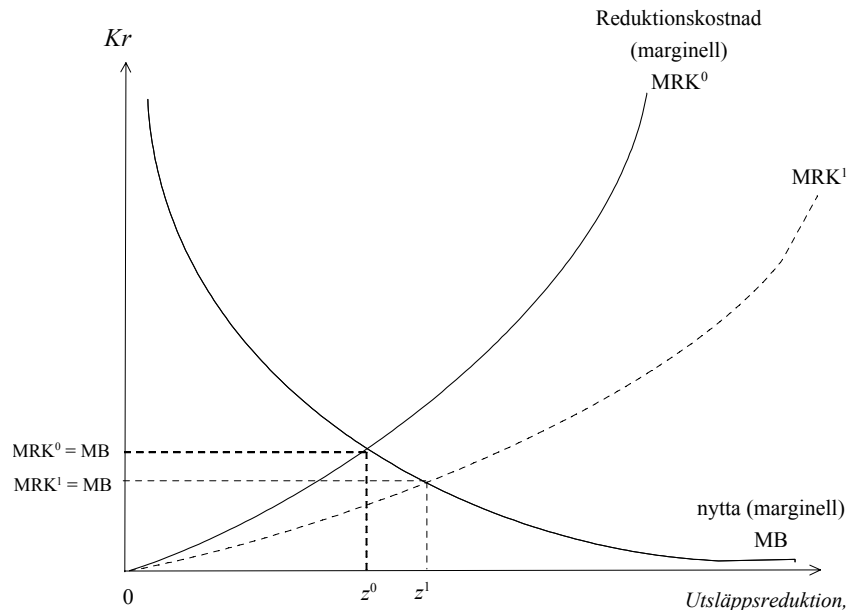
det följande använder begreppet ”reglering” finns denna definition i åtanke, ett sätt att styra mot ett rättesnöre eller mål.

När det gäller steg ett, vilket mål man skall ha, är det naturligtvis centralt att ha en uppfattning om samhällsnyttan av en miljöförbättring och kostnaden att uppnå densamma. En rimlig regel är att om nyttan av en förbättring är större än den eventuella kostnaden skall miljöförbättringen genomföras. Uttryckt i mer tekniska, eller teoretiska, termer så skall man vidta miljöförbättringsåtgärder så länge som marginalnyttan är större än marginalkostnaden (se figur 3.1).

I teorin är det med andra ord enkelt att exempelvis bestämma vilken mängd utsläpp vi skall tillåta. Enligt figur 3.1 får vi att nyttan (MB) av ytterligare utsläppsminskningar är lika med kostnaden för densamma vid utsläppsnivån z^0 . Med andra ord finns det inga vinster för samhället att vare sig öka eller minska utsläppen från z^0 . Att bestämma den samhällsekonomiskt bästa utsläppsnivån i praktiken är dock inte lika enkelt, av många skäl. Det kanske mest uppenbara skälet är att såväl nyttan (MB) som kostnaden (MC) för olika åtgärder är mer eller mindre osäker. För att veta vilken nytta exempelvis en åtgärd i syfte att reducera utsläppen av koldioxid har måste vi ha en uppfattning om hur mycket koldioxidutsläppen faktiskt minskar till följd av en viss åtgärd. Men detta är inte tillräckligt. Vi behöver även kunskap om hur detta påverkar koldioxidhalten i atmosfären, hur detta i sin tur påverkar klimatet, samt vilka effekter detta slutligen har på våra livsbetingelser. Inte nog med detta, vi måste även ha kunskap om hur vi människor värderar förändringarna i livsbetingelserna. Med andra ord, för att få en uppskattning av ”nyttan” av en åtgärd måste vi dels veta den fysiska effekten på utsläpp, atmosfär och klimat, men även hur folk värderar förändringen av miljön. I fallet med växthusgaser är inte minst det senare, värderingen, förknippad med mycket stora och komplexa frågor inte minst beroende på att åtgärder vidtagna idag har effekt långt framåt i tiden. Liknande resonemang kan tillämpas på kostnadssidan. Möjligen kan vi ganska säkert säga vad den momentana kortsiktiga kostnaden är av att genomföra en viss åtgärd. Men åtgärderna kan ha indirekta effekter som är svåra att förutse eller uppskatta, vilket gör även kostnadskalkylen osäker. Inte minst diskussionen kring Porterhypotesen belyser detta faktum.²

² Redan i denna beskrivning, av vilket mål vi skall ha, stöter vi på problem om Porterhypotesen verkligen är sann. Det skulle nämligen betyda att kostnadskurvan i figur 3.1 (MRK)

Figur 3.1 Miljömål i teorin



Givet ett mål skall man i det andra steget bestämma sig för vilka styrmedel som skall användas för att uppnå målet. Här blir det tydligt att de två stegen inte självklart kan separeras. Olika styrmedel kan ge upphov till olika kostnader, vilket i sin tur har effekter på vilket mål vi skall ha. I figur 3.1 har detta illustrerats med ett exempel när ett visst styrmedel, i syfte att uppnå målet z^0 , leder till att man väljer en annan teknologi (eller kommer på en ny) med lägre reduktionskostnader. Som vi kan se så innebär den nya teknologin att (den rörliga) kostnaden för utsläppsreduktioner (MRK^1) blir lägre, vilket innebär att målet sattes för lågt i första skedet, miljöpolitiken, regleringen, är för "slapp".

Det finns naturligtvis många andra praktiska svårigheter förknippade med att bestämma mål och medel, förutom de vi redan diskuterat. Ett uppenbart problem är att många av de största miljöproblemen är mer eller mindre globala till sin natur. Dessutom är

inte ser ut som den gör. Från Porters argumentation följer det att MRK är negativ i varje fall i något segment. Man skulle kunna tänka sig att MRK ser ut som ett "U" eller ett liggande "S". Det skulle kunna innebära att det finns flera lokala optima. En konsekvens av detta är att den "marginalanalys" som vi vanligtvis använder inte är tillräcklig för bestämma det optimala miljömålet.

vissa miljöproblem inte bara en funktion av de momentana utsläppen, utan även av tidigare utsläpp. Växthuseffekten är ett sådant problem. Koncentrationen av växthusgaser i atmosfären är oberoende av var utsläppen sker, eller vem som orsakar dem. Dessutom ackumuleras, eller lagras, utsläppen i atmosfären över tiden när de inte bryts ned omedelbart. Det betyder att ett flertal komplikationer tillstöter, både vad gäller mål och medel. Vad gäller dess globala natur så betyder det helt enkelt att inget enskilt land har full kontroll över miljöproblemet. För ett litet land som Sverige finns ingen kontroll alls, vi kan inte själva bestämma målet på det sätt som illustreras i figur 3.1. Detta faktum betyder också att åtgärder vidtagna i ett land inte bara kommer det landet till godo, utan även alla andra länder, vilket innebär en risk att länder försöker åka snålskjuts på andra länders bekostnad. Det faktum att utsläppen inte bryts ned omedelbart, utan lagras över lång tid i atmosfären betyder att problemet är dynamiskt. En utsläppsminskning i en given period har inte en omedelbar effekt i bara den perioden, utan även framåt i tiden. Det betyder i praktiken att åtgärder som vidtas nu får effekter i en framtid som vi inte känner. Dessutom är det inte säkert att en beslutad årlig utsläppsminskning är tillräcklig för att minska stocken av växthusgaser i atmosfären. Exempelvis kommer inte koncentrationen, stocken, av växthusgaser att minska som en följd av Kyotoprotokollets stipulerade globala minskning med 5 % (även om de efterlevs).

Sammanfattningsvis kan man konstatera att målförmuleringen i praktiken är svår och komplicerad, och att vi knappast kan separera mål och medel från varandra. Detta blir extra tydligt när vi diskuterar klimatproblemet. I den så kallade "Stern-rapporten" (Stern, 2007) redovisas en global kostnads-nyttokalkyl av en global uppvärmning. Med ett antal antaganden kring sambandet mellan koldioxidnivå och temperatur, samt en så kallad "impact assessment model" beräknas i ett första steg skadekostnaderna i ett scenario där världsekonomin utvecklas på ungefär samma sätt som idag. I ett andra steg beräknas kostnaderna av de åtgärder som skulle krävas för att minska utsläppen. I ett tredje steg vägs vinsterna av att minska utsläppen, minskningar i skada, mot kostnaderna av att reducera utsläppen. Den slutsats man drar är att kostnaderna för åtgärder understiger nyttan i form av minskade skador. Om dessa beräkningar stämmer blir slutsatsen att vi bör vidta åtgärder redan nu för att förhindra de skador som annars skulle uppstå. Slutsatsen är ekonomiskt grundad, den bygger på resultatet att de

värden som går förlorade vid en kraftig uppvärmning är större än de kostnader som är förknippade med att minska uppvärmningen. Stern-rapporten ger en bra illustration av hur man bestämmer målet. Vi kan nu använda detta exempel till att illustrera problemet med att separera mål från medel. De reduktionskostnader som beräknas i Stern-rapporten är beräknade utifrån antagandet att klimatpolitiken är global och att åtgärder vidtas så att de på marginalen har samma kostnad. Uttryckt i ekonomisk jargong är utgångspunkten i Stern-rapporten att man använder kostnads-effektiva styrmedel. Om vi nu antar att det inte är möjligt, av politiska eller praktiska skäl, att implementera en global kostnads-effektiv klimatpolitik, vad blir då konsekvensen? En uppenbar konsekvens är att åtgärds-kostnaderna blir högre, vilket i grunden förändrar nytto-kostnadskalkylen, och därmed kanske även målformuleringen.

Oberoende av vilket mål som sätts och vilka komplikationer som detta innebär, blir frågan ändå slutligen vilket eller vilka styrmedel som skall väljas. Från Porters argument följer det att man ska välja styrmedel som är "ändamålsenliga", "resultatbaserade", och ger "rätt incitamentsstruktur". Beskrivningen är något vag, och i någon mån ganska självklar. Att inte välja styrmedel som har den typen av egenskaper vore inte speciellt förnuftigt. Men att det överhuvudtaget påpekas antyder att så kanske inte alltid är fallet, dvs. ibland väljs kanske styrmedel utifrån andra utgångspunkter, eller som har andra egenskaper som värderas högre av någon anledning.

I exemplet med Stern-rapporten ovan poängterades vikten av att vidta åtgärder som innebär att reduktionskostnaden på marginalen för samtliga åtgärder är lika stora. Det vanligaste exemplet på styrmedel som leder till ett sådant resultat är en miljöskatt. En miljöskatt (exempelvis en svavelskatt och koldioxidskatt) är exempel på ekonomiska styrmedel som, om de är rätt utformade, är kostnadseffektiva. En miljöskatt är kostnadseffektiv oberoende av vilken nivå på skatten man väljer. I princip behöver det bara bestämmas att varje utsläppskälla skall betala en skatt för varje enhet utsläpp som sker. Varje enskild utsläppskälla kommer att jämföra kostnaden för att släppa ut en enhet (lika med miljöskatten) med att inte släppa ut den, dvs. rena den (marginalkostnaden för rening, MRK i figur 3.1). Är det billigare att rena än att släppa ut och betala skatten så renar man. Det betyder att det blir lönsamt att rena så länge reningskostnaden är lägre än skatten. Därmed

kommer alla utsläppskällor (företag och/eller hushåll) i slutläget att ha samma marginella reningskostnad, lika stor som miljöskatten. Denna fördelning av utsläpp är den som minimerar kostnaderna för att uppnå den tänkta utsläppsminskningen. Vilka åtgärder som enskilda hushåll och företag faktiskt vidtar är av underordnad betydelse och lämnas helt till dom själva.

Överlåtbara utsläppsrättigheter ger i princip samma resultat. Den egentliga skillnaden mellan en miljöskatt och överlåtbara utsläppsrättigheter är att i skattefallet är det staten som har äganderätten, medan det i fallet med överlåtbara rättigheter är någon annan som ges äganderätten. I det Europeiska utsläppsrättighets-systemet, exempelvis, ger varje rättighet företagen möjlighet att släppa ut ett ton koldioxid. Den av EU bestämda totala utsläppsreduktionen uppgår till summan av företagens utsläppsrättigheter. Kostnadseffektivitet uppnås på samma sätt som med miljöskatten. Ett marknadspris kommer att etableras som är lika med marginalkostnaden för rening i alla företag. Detta beror på att företagens betalningsvilja för utsläppsrättigheter direkt avspeglas i kostnaderna för att minska utsläppen ytterligare. Företag med höga reduktionskostnader väljer att köpa rättigheter av företag med låga reduktionskostnader som i större utsträckning väljer att minska utsläppen.

En implikation som följer av kostnadseffektivitet är att man allmänt kan säga att likformiga sektorsspecifika mål inte är kostnadseffektiva. Att samtliga sektorer skall reducera utsläppen med exempelvis tio procent betyder att man bortser från att kostnaderna kan skilja sig betydligt mellan olika sektorer. Det kan vara mindre kostsamt för samhället om en sektor svarar för 90 % av reduktionen och övriga sektorer för 10 %. Tillämpas principen på ett globalt miljöproblem, som exempelvis utsläpp av koldioxid, är det inte givet att en bestämd global utsläppsreduktion skall fördelas lika mellan länderna. Snarare ska fördelningen av utsläppsreduktioner fördelas efter hur enkelt, eller kostsamt, det är att reducera utsläppen. Utsläppsreduktionen skall i första hand ske i länder där kostnaden är låg. På så sätt får vi en större miljöeffekt per satsad krona. Det är i skenet av denna princip vi ska se det Europeiska handelssystemet. Fungerar det som det är tänkt så sker denna kostnadsminimerande fördelning per automatik via den marknad som uppstår för utsläppsrätter.³

³ Det Europeiska handelssystemet beskrivs av många som ett icke fungerande system. Beviset för detta, menar kritikerna, är det låga priset på utsläppsrätter som inte ger några

Att ekonomiska styrmedel, som skatter och utsläppsrätter, kan leda till att miljömålen uppnås på ett kostnadseffektivt sätt är självfallet ett starkt argument för användning av dessa. Ekonomiska styrmedel är dock inte alltid det bästa valet, vilket diskuteras nedan. Valet av styrmedel i miljöpolitiken innebär ett val mellan medel som har olika egenskaper, där kostnadseffektivitet är en sådan egenskap. Det bör dock redan här sägas att ekonomiska styrmedel inte nödvändigtvis per automatik leder till kostnadsminimering. Nedan diskuteras kort några aspekter som är av betydelse vid valet av styrmedel.

Miljöproblemets karaktär är kanske den viktigaste faktorn att beakta vid valet mellan olika styrmedel. Olika typer av utsläpp eller aktivitet ger upphov till olika typer av problem. Som bekant ger utsläpp av koldioxid inga lokala skador, effekten på koncentrationshalten i atmosfären är oberoende av utsläppskällans lokalisering. Detta är dock möjligen ett undantag snarare än regel. I de flesta fall leder mänsklig aktivitet till regionala och lokala problem. Exempelvis har avgaser från biltrafik i princip två miljöeffekter. En global effekt, i form av utsläpp av växthusgaser, samt en lokal effekt i form av direkta hälsoeffekter, påverkan på byggnader, buller etc. Miljöpolitiken måste i detta fall lösa två problem, det lokala och globala problemet. Det globala problemet med växthusgaser kan lösas med en enhetlig (global) skatt på koldioxid eller en gemensam utsläppsrättighetsmarknad, eftersom problemet är oberoende av var utsläppen sker. De mer lokala problemen kan dock inte lösas med en enhetlig skatt eftersom skadan är lokal/regional och förmodligen skiljer sig åt mellan olika regioner. En effektiv lösning vore att kombinera en koldioxidskatt med någon form av vägavgifter likt det som prövats i Stockholm och som finns i exempelvis Oslo och London. Alternativt kan man välja att differentiera skatten, låta den variera geografiskt, vilket skulle innebära

incitament till förändringar hos företagen. Kritiken är dock felaktig. Det låga priset beror helt enkelt på att de enskilda länderna delat ut alltför många utsläppsrätter till de egna företagen. Att ett pris etableras och handel sker är ett bevis på att systemet i sig fungerar. Men om det skall ha någon reell miljöeffekt måste hela tilldelningssystemet förändras från nuvarande system där varje enskilt land delar ut rättigheter till ett system där utsläppstaket bestäms centralt och där de enskilda länderna måste ta denna restriktion i beaktande. Dagens låga pris kan även vara ett resultat av det oförväntat höga pris som rådde i det inledande skedet. Det höga priset då kan ha lett till stora utsläppsminskningar, vilket minskat efterfrågan på utsläppsrätter under senare tid. Man kan även konstatera att det låga pris vi ser idag knappast skulle vara möjligt om man kunde spara rätter från 2005–2007 till nästa handelsperiod, 2008–2012.

olika bensinskatter i olika områden. En sådan lösning ger upphov till en mängd andra problem, t.ex. ”gränshandel” med bensin.

En annan viktig egenskap vid val av styrmedel är i vilken mån miljöskador och kostnader av att reducera skadan är osäkra eller inte. Råder stor osäkerhet om vad det kostar att uppnå miljöförbättringar samtidigt som skadefunktionen är brant, dvs. att skadekostnaden ökar dramatiskt med små mängder ytterligare utsläpp, finns det goda skäl att reglera utsläppsnivån direkt, och inte använda miljöskatter. Gäller det omvända, dvs. skadekostnaden är relativt konstant, den förändras inte speciellt mycket till följd av ytterligare utsläpp, finns goda skäl att använda en miljöskatt.⁴ Regleringen av den svenska vargstammen kan tjäna som ett exempel på styrmedelsvalet under osäkerhet. I princip kan man tänka sig en licensjakt på varg där man garanterar att vargstammen inte underskrider en kritisk nivå. Licensjakten skulle då motsvara en kvantitativ reglering. Givet uppskattningar av möjligheterna (kostnaderna) att fälla varg skulle man också kunna reglera vargstammen genom att utnyttja en fällavgift, dvs. man sätter ett pris per fälld varg. Om förutsättningarna för jakt underskattas, dvs. jakten på varg går lättare än vad man trott (kostnaderna lägre) finns dock en risk att för många djur skjuts och att den svenska vargstammen därmed utrotas. Därmed finns det skäl att i vargfallet tillämpa licensjakt då det garanterar vargens överlevnad.

Sett ur ett Porterperspektiv är det naturligtvis av stort intresse att diskutera olika styrmedels egenskaper med avseende på incitament till teknisk utveckling. En av hörnstenarna i Porterhypotesen är just att regleringar ger incitament till en utveckling som inte bara dämpar den kostnad som är direkt förknippad med regleringen, utan till och med neutraliserar den och leder till absoluta kostnadsbesparingar. Sett ur detta perspektiv är det därmed intressant om man kan förvänta sig någon skillnad mellan en kvantitativ eller teknologisk reglering och ekonomiska styrmedel? Det finns en mycket omfattande litteratur som ger stöd för hypotesen att ekonomiska styrmedel i allmänhet ger tydligare incitament till teknisk utveckling än kvantitativa regleringar. Mer specifikt tycks detta gälla miljöskatter, och utsläppsrättighetsmarknader där de initiala tillstånden auktioneras ut (Milliman & Prince, 1989, Jung

⁴ För en mer formell diskussion kring valet av styrmedel under osäkerhet, se Baumol & Oates (1988). Valet mellan kvantitets- och prisstyrning är dock ett generellt problem och de grundläggande resonemangen kan tillämpas på andra företeelser än utsläpp (se Weitzman, 1974).

m.fl., 1996). Den grundläggande mekanismen är att företag och hushåll tydligare ser vilka kostnadsbesparingar som kan göras genom att utsläppen är prissatta, vilket i sin tur ger ett incitament till teknisk utveckling. Ett exempel som kanske kan belysa hur ekonomiska styrmedel kan driva fram nya lågkostnadsteknologier är den amerikanska svavelbörsen, där bl.a. koleldade kraftverk kan köpa och sälja rättigheter till svavelutsläpp inom en av statsmakterna given ram. När ramen fastställdes uppskattades reduktionskostnaden till mellan 800–1 000 \$/ton. När marknaden etablerades 1994 blev priset på en rättighet betydligt lägre än vad man förväntat, och fortsatte att sjunka till 60 \$/ton under 1996. Visserligen har priset stigit senare år, men är fortfarande klart under den nivå som uppskattades när systemet implementerades.⁵

Även om man inte kan bortse från möjligheten att även administrativa regleringar, kvantitativa och teknologiska, kan leda till innovationer och teknikutveckling finns det starka argument för att ekonomiska styrmedel som skatter och överlåtbara utsläppsrätter med *större sannolikhet* leder till teknikutveckling och lägre långsiktiga reduktionskostnader.⁶ Vid en kvantitativ reglering blir kostnaden för företaget/hushållet de resurser som måste tas i anspråk för att minska utsläpp/miljöpåverkan till den nivå som anbefalls. I miljöskattefallet tillkommer kostnaden för den skatt man måste betala för de utsläpp som fortfarande sker. Med andra ord, en teknik med lägre marginella reduktionskostnader innebär i skattefallet att man kan rena mer och därmed få en ytterligare besparing till följd av lägre skattekostnad. I fallet med en reglering blir besparingen endast den lägre reningskostnaden.

Sett ur ett Porterperspektiv kan man konstatera att Porters argumentation för vad som krävs av ett styrmedel, för att det skall uppstå en Portereffekt, sammanfaller mycket väl med beskrivningen av ekonomiska styrmedel. Mycket av diskussionen senare tid kring Porterhypotesen har handlat om dess ”svaga form”, dvs.

⁵ En bred och djup genomgång av ”the acid rain program” görs av Ellerman m.fl. (2000). Där diskuteras ett flertal förklaringar till det låga priset, dock är knappast några förklaringar förknippade med Porterhypotesen.

⁶ Klassiska exempel från Sverige finns framförallt inom massa och pappersindustrin. Ett exempel som redan berörts i kapitel 2 är en teknologi för blekning som utvecklades vid Sunds Defibrator och dåvarande Kamyra (Kvaerner Pulping), och som vissa menar, bl.a. Porter var en följd av hårdare krav vid traditionell klorblekning. Dock finns det mycket som talar för att förändringen i blekningsteknik var konsumentdriven snarare än regleringsdriven, konsumenter ville i allt mindre utsträckning köpa klorblekt papper, vilket drev på utvecklingen i industrin, vilket i sin tur möjliggjorde hårdare krav vad gäller utsläpp av klor (Cerin, 2006).

huruvida en reglering ger upphov till innovationer, teknisk utveckling och teknikspridning (se exempelvis Jaffe & Palmer, 1997, de Vries & Withagen, 2005). Test av den ”svaga formen” av Porterhypotesen kan därmed ses som ett test av i vilken utsträckning regleringar ger incitament till innovationer och teknisk utveckling.

Sist och slutligen bör det sägas att egenskaperna med avseende på fördelningseffekter fått större betydelse vid styrmedelsval. Finns det skillnader mellan företag, vad gäller kostnadsstruktur, så kommer det också att uppstå skillnader i fördelning, oavsett vilken typ av styrmedel som väljs. Samma sak gäller för hushållen: finns det skillnader i konsumtionsmönster kommer miljöpolitiken att få fördelningseffekter. I det globala perspektivet uppstår samma problem, men mellan länder. Beroende på bl.a. industristruktur och förmögenhetsfördelning kommer valet av globala styrmedel att ha olika effekter på olika länders kostnader. Det är i skenet av detta man skall se de stora politiska svårigheterna att genomföra globalt kostnadseffektiva åtgärder. Ett globalt utsläppsrättighetssystem innebär att det behövs en initial fördelningsprincip som alla kan acceptera.⁷

Sammanfattningsvis kan man konstatera att ekonomiska och kvantitativa styrmedel har en rad olika egenskaper. Genomgången ovan ger vid handen att ekonomiska styrmedel i form av skatter och överlåtbara utsläppsrätter generellt sett har ett försteg vad gäller kostnadseffektivitet. Detta kanske också speglar det faktum att just dessa styrmedel är den typ av styrmedel som anses mest intressanta, inte minst när storskaliga globala miljöproblem diskuteras. Ekonomiska styrmedel har i mångt och mycket de egenskaper som Porter anser vara centrala och de har förutsättningar att reducera såväl interna som externa ineffektiviteter samt ge rätt incitament för en dynamisk långsiktig effektivitet, relativt andra styrmedel. Däremot finns det inget stöd för att påstå att rätt val av styrmedel skulle leda till fullständig kostnadsneutralisering.

⁷ Relativt uttömmande genomgångar av miljöpolitikens fördelningseffekter återfinns i SOU 2003:11, OECD (2003a). Fördelningseffekter inom svensk industri till följd av det europeiska utsläppshandelssystemet behandlas i Hill & Kriström (2005), och en genomgång av fördelningseffekter till följd av grön skatteväxling ges i Brännlund (2006). Vattenfall föreslår i en rapport ”Curbing Climate Change” ett allokeringssystem som innebär att rättigheter delas ut i omvänd relation till BNP, dvs. rika länder får relativt låg tilldelning och fattiga hög.

3.2 Konkurrenskraft

Begreppet ”konkurrenskraft” förekommer i många sammanhang i den ekonomisk-politiska diskussionen, och i sammanhang som rör Porterhypotesen är det ett centralt begrepp. Trots det flitiga användandet av begreppet är det sällan preciserat vad man egentligen menar. En möjlig orsak till den oprecisa hållningen till konkurrenskraftsbegreppet är att begreppet används i olika sammanhang och med avseende på olika tidshorisonter.⁸ Begreppet används på makroplanet, och då avser man oftast hela det svenska näringslivets konkurrenskraft. Då begreppet används på mikroplanet avses vanligen enskilda branscher och företag. Ofta klargörs inte skillnaden mellan dessa olika nivåer, makro och mikro. Vad gäller tidshorisonten kan det också vara bra att skilja på konkurrenskraft på kort och lång sikt.

På mikronivå har konkurrenskraftsbegreppet en relativt tydlig innebörd. En reglering av exempelvis utsläpp påverkar företagets möjligheter till produktion på ett eller annat sätt, vilket påverkar dess förmåga att konkurrera med andra företag. Höjda miljöskatter, exempelvis i form av höjd koldioxidskatt, innebär på kort sikt ökade kostnader för samtliga användare av fossil energi. Skattehöjningarna slår dock igenom med olika styrka, beroende på det specifika företagets, eller branschens, kostnadsstruktur. Ett företag, eller en bransch, med relativt hög kostnadsandel för fossila bränslen drabbas relativt hårt. Företag eller branscher med låg kostnadsandel kommer inte att drabbas i samma utsträckning. Man kan säga att båda typerna av företag, eller branscher, får försämrade konkurrenskraft i absolut mening, men att företaget, eller branschen, med liten kostnadsandel får en konkurrenskraftsförbättring, relativt det andra företaget/branschen. På kort sikt kan vi förvänta oss att båda branscherna krymper med negativa sysselsättningseffekter som följd, men att fossilbränsleintensiva branscher krymper relativt sett mer än de med låga kostnader för fossila bränslen. På lite sikt kommer resurser att flyttas över från den mest stagnerande branschen till den mindre stagnerande. Förändringar i konkurrenskraft kommer därmed att leda till struk-

⁸ I OECD (2003b) ges ett antal definitioner på ”konkurrenskraft”. Den av OECD mest vedertagna formuleras som “the degree to which it [a country] can, under free and fair market conditions, produce goods and services which meet the test of international markets, while simultaneously maintaining and expanding the real incomes of its people over the longer term”. Man kan säga att ett land som kan producera varor och tjänster på ett sätt som håller uppe reallönen på lång sikt är konkurrenskraftigt.

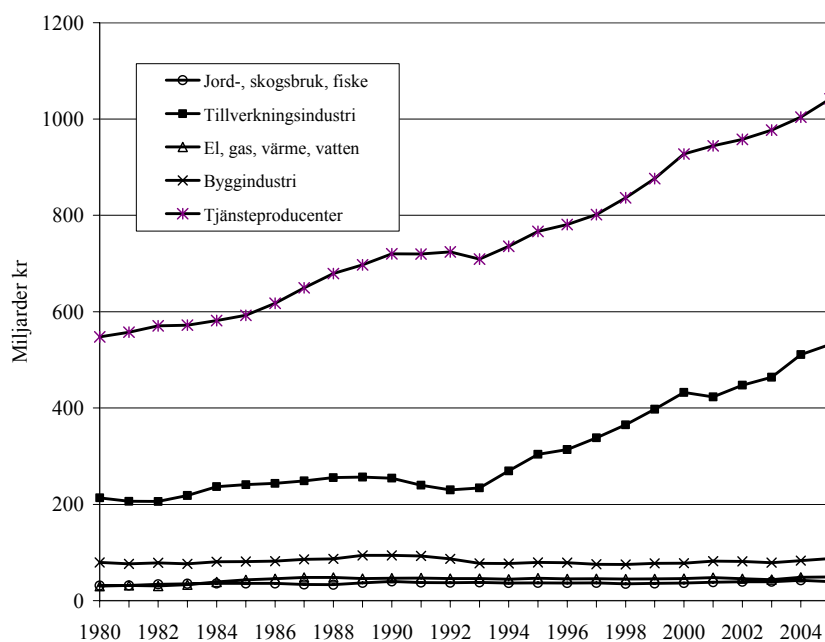
turomvandling. En skattechöjning på exempelvis fossila bränslen utlöser en struktururomvandling genom att resurser överflyttas från fossilintensiv verksamhet till övriga sektorer som därmed expanderar till följd av en förbättrad relativ konkurrenskraft. Är resurserna, till exempel arbetskraften, ”trögrörliga” kommer omvandlingsprocessen att ta tid, med anpassningsproblem i form av exempelvis arbetslöshet som en följd. Skiljer sig industristrukturen mellan regioner så betyder detta att vi får en regional struktururomvandling, dvs. regioner med en fossilbränsleintensiv industristruktur drabbas relativt hårt.

Från resonemanget följer det att om Porterhypotesen är sann borde vi kunna se en struktururomvandling där företag/branscher med hårda miljökrav har expanderat relativt företag/branscher med mindre hårda miljökrav, givet att vi kontrollerar för andra faktorer som påverkar struktururomvandlingen.⁹ Man kan säga att förändrad konkurrenskraft på det sätt som beskrivits leder till struktururomvandling, men att en observerad struktururomvandling inte nödvändigtvis är en följd av förändrad konkurrenskraft på grund av förändrade kostnader. Struktururomvandlingen påverkas naturligtvis även av efterfrågesidan. Förändrade preferenser leder till förändrade konsumtionsmönster, vilket leder till struktururomvandling. Det betyder att en observerad struktururomvandling inte automatiskt kan tolkas som en förändring av konkurrenskraft i den meningen att företagens effektivitet förändrats.

En illustration av hur struktururomvandlingen i svensk ekonomi utvecklats redovisas i figur 3.2. Som vi kan se i figur 3.2 fanns ett tydligt mönster under perioden 1980–1993 i det att tjänstesektorn var den sektor där förädlingsvärdet ökade trendmässigt, medan övriga sektors bidrag till BNP i stort sett inte förändrades. År 1994 sker dock ett tydligt trendbrott i form av en stark ökning av tillverkningsindustrin från 1994 och framåt. Vi har här inte för avsikt att försöka förklara drivkrafterna bakom dessa förändringar. Dock kan man konstatera att början av nittioalet karakteriserades av många stora förändringar i form av skatte- och valutareformer och av- eller omregleringar. Bl.a. kan det vara intressant att notera att koldioxidskatten infördes 1991, som en del i den stora skatte-reformen.

⁹ Notera att om Porterhypotesen är sann i dess ”starka form” så borde båda företagen/branscherna expandera i absolut mening, i alla fall på kort sikt och mellanlång sikt. På lång sikt kommer vi att få anpassningar i växelkurs och/eller reallöner vilket gör effekten mer otydlig.

Figur 3.2 Utvecklingen av förädlingsvärden i svensk ekonomi, 1980–2005. Miljarder kronor, 2000-års priser.



Källa: SCB, Nationalräkenskaper.

Den bild som ges i figur 3.2 baseras på starkt aggregerade data och säger ingenting om strukturomvandlingen inom industrin, vilket kanske är av störst intresse när Porterhypotesen diskuteras. I figur 3.3 redovisas utvecklingen inom industrin i ett längre perspektiv, 1913–2000, i form av olika branschers andel av det totala förädlingsvärdet inom industrin. Som framgår av figur 3.3 har det skett stora förändringar när vi ser över en längre tidsperiod. Metall och tillverkningsindustrin har ökat sin andel från cirka 20 % 1913 till cirka 50 % år 2000. Detta har skett på bekostnad av i stort sett alla andra branscher utom kemisk industri, och massa & pappersindustrin som även de ökat sin andel över tiden.

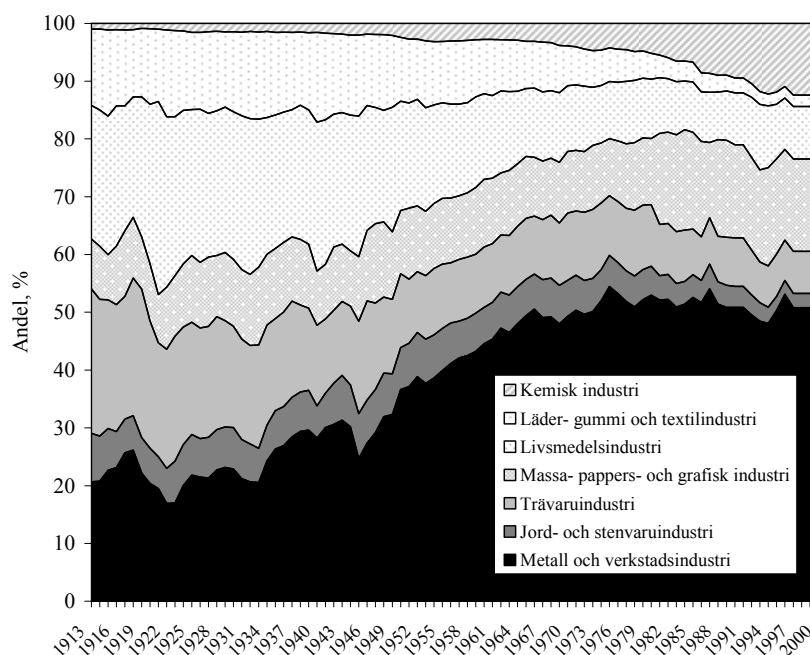
Ur ett konkurrenskraftsperspektiv skulle utvecklingen därmed implicera att kemisk industri, massa & papper, och verkstadsindustrin har vunnit konkurrenskraft relativt exempelvis textil- och trävaruindustrin. De två förstnämnda industrierna, kemisk och massa & papper, är två av de branscher som har haft störst miljöpåverkan, och som kanske fått anpassa sig mest till nya miljökrav.

Med andra ord, det finns en positiv korrelation mellan miljökrav och konkurrenskraft, sett som andel av förädlingsvärde. Men här måste vi vara försiktiga eftersom en positiv korrelation inte betyder att det finns ett kausalt samband. Exempelvis kan man inte utesluta att det finns en omvänd kausalitet; företag/branscher som är konkurrenskraftiga och livskraftiga kan utsättas för hårdare krav utan att överlevnaden äventyras, vilket är risken (om inte Porterhypotesen är sann) om konkurrenssvaga företag/branscher utsätts för hårda krav.¹⁰ Det är dock mer troligt är att den positiva korrelationen är en effekt av förändringar i arbetskraftskostnaden över tiden, relativt kostnaderna för andra insatsfaktorer. Högre arbetskraftskostnad, allt annat givet, leder till försämrad konkurrenskraft för relativt arbetsintensiva branscher, som exempelvis textilindustrin, medan relativt kapital- och teknologiintensiva industrier får en relativ konkurrensförbättring.

Sammantaget kan man säga att en analys över tid av strukturomvandlingen i en ekonomi ger viss information om den relativa utvecklingen av konkurrenskraften, men att det kan vara svårt att härleda den till specifika faktorer som exempelvis miljöpolitiken. Inte minst av det skälet att miljöpolitiken bestäms i ett samspel mellan vad som är möjligt, eller ekonomiskt rimligt, och vad som är önskvärt av miljöskäl. Därmed blir det per definition svårt att säga vad som beror på vad. Det bör också poängteras att strukturomvandlingen även drivs av genuina preferensförändringar, vilket betyder att strukturomvandling inte per automatik betyder förändrad konkurrenskraft till följd av exempelvis förändrade kostnader. Den strukturomvandling som skett på lång sikt kan förmodligen i mycket ringa utsträckning härledas till miljöfaktorer, utan till största delen förklaras av utvecklingen av arbetskraftskostnaderna och förändrade konsumtionsvanor.

¹⁰ Tror vi på Porterhypotesen bör vi utsätta "svaga" branscher för extra hårda miljökrav.

Figur 3.3 Olika industribranschers andel av industrins totala förädlingsvärde, 1913–2000



Källa: Se Balk m.fl. (2006) för en redogörelse av hur data är framtagna.

När konkurrenskraft på makroplanet diskuteras används ofta termen ”internationell konkurrenskraft”. Med det avses det svenska näringslivets förmåga att konkurrera på världsmarknaden, dvs. förmågan att sälja sina produkter utomlands i konkurrens med företag från andra länder. Ett vanligt förekommande mått på denna förmåga är bytesbalansen, eller nettoexporten. Bytesbalansen kan möjligen säga något om konkurrenskraften på kort sikt men inte på längre sikt. En politik som är kostnadshöjande för svenska företag kommer att leda till ett bytesbalansunderskott på kort sikt. Men på längre sikt kommer bytesbalansen att återställas, via anpassningar av löner och/eller växelkurs. Antag, exempelvis, att svenska företag helt plötsligt blir effektivare än konkurrenterna i andra länder. Det kommer att leda till ökad export och minskad import, dvs. vi får en positiv bytesbalans. Men det betyder också att efterfrågan på svenska kronor ökar relativt andra valutor, vilket i sin tur innebär att den svenska kronan stiger i värde, relativt andra valutor. I

förlängningen leder det till att svenska varor blir dyrare på världsmarknaden eftersom man måste växla in fler dollar för att köpa den svenska kronan, vilket i slutändan leder till att bytesbalansen återställs via en dämpning i exportökningen och en ökad import (utländska varor har blivit billigare). Effektivitetshöjningen innebär med andra ord att kronan blivit mer värd, reallönen har stigit.

Ett mer mätbart mått på den svenska konkurrenskraften är den svenska andelen av den sammanlagda världsexporten av industrivaror. En ökad konkurrenskraft i denna mening, dvs. om marknadsandelen ökar, kan vara förknippad med en ökad efterfrågan på svenska produkter som därmed leder till högre kapacitetsutnyttjande och ökad sysselsättning. På lång sikt blir även detta mått problematiskt. Lägre produktionskostnader, exempelvis till följd av en politikförändring, ger förr eller senare, upphov till allmänjämviktseffekter, dvs. det sker en anpassning till den nya situationen genom ett antal mekanismer vilka tenderar att återskapa balans både på varu- och faktormarknader liksom i utrikeshandeln.

I praktiken kan konkurrenskraft, sett ur denna aspekt, mätas som förändring av marknadsandelar. Ett annat sätt är att mäta förändringar i den så kallade specialiseringskvoten. Specialiseringskvoten för en vara i ett specifikt land mäts vanligen som kvoten mellan varans andel av landets totala export och varans andel av världsexporten.¹¹ Ett högt värde (större än ett) betyder därmed att landet har en relativt stor export (relativt andra länder och varor) av varan, vilket antyder att konkurrenskraften för just den varan är hög.

I Lundberg och Svensson (2002) görs en analys av specialiseringskvotens bestämningsfaktorer i olika länder. Resultaten stödjer till viss del teorin om komparativa fördelar. Länder med relativt stora tillgångar på skogs- och åkermark tenderar att vara relativt specialiserade på branscher som använder relativt mycket råvaror från jord- och skogsbruk, dvs. livsmedels- och skogsindustri. Ur ett miljö-, eller, Porterperspektiv är det intressant att notera att resultaten visar att specialiseringskvoten är låg för relativt elintensiva branscher i länder som har ett relativt högt elpris. Med andra tycks även teorin för komparativa fördelar inte kunna förkastas även vad gäller eltillgång.¹²

¹¹ Specialiseringskvoten brukar benämnas "revealed comparative advantage". Begreppet lanserades av Balassa (1965).

¹² Resultaten bekräftar till stor del vad som framkommit i många andra studier. Leamer (1984), exempelvis, fann att naturresurstillgångar var en mycket stark bestämningsfaktor av handelsmönster mellan länder.

Sammanfattningsvis kan man säga att även om de ”konkurrens-mått” som diskuterats ovan kan motiveras utifrån teoretiska utgångspunkter är det i praktiken svårt, för att inte säga omöjligt, att på ett någorlunda enkelt sätt kvantifiera och särskilja effekterna av miljöregleringars effekter från andra effekter, dels till följd av alla anpassningar av allmänjämviktskaraktär som sker i ekonomin, men dels även i vissa fall som en följd av att många regleringar är relativt små i förhållande till de makroekonomiska storheter vi vill mäta. Dessutom är det på den aggregeringsnivå vi diskuterat svårt att hitta relevanta och mellan länder och branscher jämförbara mått på miljöregleringar, både vad gäller typ av regleringar och ”styrkan”.¹³

I litteraturen kan man hitta många andra sätt att försöka analysera effekter av regleringar på ”konkurrenskraft”, men ofta utan eftertanke av vad som kan menas med begreppet ”konkurrenskraft”. Ett relativt vanligt mått är ”nya jobb i gröna sektorn”, där fler nya jobb *antas* indikera att regleringar har en positiv effekt på ”konkurrenskraften”. Så är naturligtvis inte fallet. Att miljöregleringar skapar nya ”gröna jobb” är det få som betvivlar, men i vart fall på lång sikt innebär nya ”gröna jobb” färre jobb någon annanstans, och vad detta har med ”konkurrenskraft” att göra är mycket oklart.¹⁴ ”Gröna jobb” har även använts som argument för att på olika sätt subventionera olika typer av miljöinvesteringar. Exempel på sådana subventionssystem är det så kallade ”lokala investeringsprogrammet” (LIP) och det relativt nya klimatorienterade programmet KLIMP. Inom LIP programmet uppgick den totala bidragssumman till cirka 6 miljarder kronor som delades ut under en fyraårsperiod mellan 1998 och 2002. I Wandén (2005) uppskattas att programmet totalt skapat 8 400 årsarbeten, brutto. Dock anges inte hur stora undanträngningseffekterna varit. Det är mycket troligt att en stor del av dessa årsarbeten sker på bekostnad av årsarbeten någon annanstans i ekonomin. I Dahlberg & Forslund (1999), exempelvis, fann man att den genomsnittliga undanträngningseffekten för sysselsättningskapande åtgärder är 65 %. Siffran varierar dock beroende på vilken typ av åtgärd det är. Gramlich & Ysander (1981), exempelvis, finner att undanträngningseffekterna är i stort sett 100 % om åtgärder riktas mot bygg-

¹³ Se Mulatu, m.fl. (2001) för en översikt och metaanalys av sambandet mellan handel och miljöregleringar.

¹⁴ Goodstein (1999) argumenterar för att en övergång från ”svarta” till ”gröna” jobb kan ha positiva nettoeffekter på utveckling och sysselsättning.

nadsbranschen. Nettoeffekten på sysselsättning av LIP och andra liknande satsningar torde därmed vara närmast försumbar, snarare sker en omfördelning av arbetskraft från den ”vanliga” sektorn till den ”gröna”.

Sist och slutligen är det så att de konkurrenskraftsbegrepp och indikatorer som diskuterats går via regleringarnas effekter på företagens kostnader och intäkter. Innebär en reglering av ett företag, eller en bransch, att kostnaderna ökar betyder det därmed en konkurrensförsämring relativt de företag/branscher som inte regleras. En naturlig slutsats blir därmed att Porterhypotesen lämpligen analyseras genom att direkt studera effekten på företagens kostnader, intäkter och produktivitet, i stället för att gå via ett antal mekanismer som beskrivits ovan.

4 Vad talar för och emot Porter?

I detta kapitel redogörs för den teori och empiri som sett från rapportens huvudsyfte är mest relevant. Genomgången är sannolikt inte fullständig, men förhoppningsvis täcker den de viktigaste delarna och de viktigaste argumenten. Porterhypotesen är en typ av ”win-win”-hypotes. ”Win-win” situationer kan dock uppstå av andra skäl än de som Porter diskuterar, men dessa är helt andra forskningsområden och kommer inte att behandlas här. Exempel på sådana forskningsområden är hela teorin och empirin kring skatteväxling och dubbla vinster. Ett annat område är teoribildningen och empirin kring endogen tillväxt, teknikspridning och så kallade spillovers. Arbeten från dessa mer generella områden kommer att belysas endast i de fall de har en direkt och relevant koppling till Porterhypotesen.¹ Dock är slutsatsen i många fall densamma, nämligen att miljöpolitiken är mindre kostsam än vad man kan tro.

4.1 Teori

Som redan nämnts startade den akademiska diskussionen kring Porterhypotesen relativt tidigt efter Michael Porters ensidesartikel i *Scientific American* 1991, men kanske framförallt efter publiceringen av två artiklar i *Journal of Economic Perspectives*, 1995. Den ena artikeln, Porter and Van der Linde (1995) utvecklade tankarna och idéerna från Porter (1991), medan den andra, Palmer, m.fl. (1995), argumenterade starkt mot dessa idéer. Palmer m.fl. (1995)

¹ Det finns numer ett flertal översiktsartiklar kring Porterhypotesen och frågeställningar relaterad till den. Marklund (1997), Lundgren (2004) och ITPS (2006) ger alla tre relativt kortfattade översikter med visst fokus på Sverige. Mer övergripande och internationella översikter återfinns i Ambec och Barla (2006), Wagner (2003) och Rudiger-Schluga (2004). Ovan nämnda studier innehåller även översikter av empiriska studier. Vad gäller empiriska översikter är det även värt att nämna Jaffe, m.fl. (1995) och Mulatu m.fl. (2001). Den senare fokuserar på miljöregleringars effekter på handel.

argumenterar med hjälp av en relativt enkel modell att Porterhypotesen inte är speciellt plausibel. Dessutom menar de att de empiriska belägg som Porter och Van der Linde hänvisar till är ett fåtal exempel på företag som gynnats eller som av andra skäl varit framgångsrika, medan man inte nämner de företag som gått över ruinens brant till följd av miljöregleringar.

Som redan nämnts i kapitel 1 och 2 vilar Porters argument till stor del på föreställningen att det traditionella neoklassiska synsättet på sambandet mellan miljö och konkurrenskraft är statiskt. Porter & van der Linde (1995) menar att man måste ha en mer dynamisk syn på miljöregleringars effekter. Den grundläggande teorin bakom Porter & van der Lindes argumentation finner sin näring i Michael Porters tidigare arbeten kring företagets dynamik och omvandling, Porter (1990). Porter (1990) menar att en långsiktigt hög tillväxt aldrig någonsin har byggts på vad han kallar ett lands "ärvda faktorer" (arbetskraft, naturtillgångar m.m.), som enligt neoklassisk teori bestämmer ett lands komparativa fördelar. Till och med menar han att för mycket av dessa "ärvda faktorer" kan leda till konkurrensnackdelar. I den så kallade *Diamantmodellen* betonar Porter konkurrens och rivalitet mellan konkurrenter, men även närhet till kunder och leverantörer som drivande faktorer i en dynamisk process. Kluster är enligt Porter nyckeln till konkurrenskraft. Så länge konkurrens och rivalitet finns föreligger ett ständigt tryck till förbättringar, vilket bl.a. synliggör och eliminerar ineffektiviteter. Förbättringar och effektivisering kan snabbt kanaliseras till kunder och leverantörer, vilket ökar dynamiken. Statens roll i Porters diamant kan sägas vara att agera pådrivare såväl med piska som med morot. Enligt Porter är en viktig uppgift för staten att stimulera till innovationer, hålla trycket uppe, och se till att upprätthålla lokal rivalitet bl.a. genom konkurrenslagstiftning och begränsningar av direkt samarbete mellan företag. Exempel på sådana dynamiska klustermiljöer är, enligt Porter, Silicon Valley, men även det svenska massa och pappersindustriklustret som innefattar inte bara pappersföretagen utan även underleverantörer och teknikföretag inriktade mot industriprocesser.

Vad Porter & van der Linde gör är att överföra dessa teorier till miljöpolitikens område helt enkelt genom att anta att staten även med miljöregleringar kan skapa ett innovationstryck och omvandlingstryck. Två svagheter med teorin kan direkt identifieras. För det första bygger Porters konkurrensmodell på klusteridén, dvs. en

förutsättning för att man skall få den dynamiska process som Porter beskriver är att det finns ett kluster av företag på bestämda lägen som innefattar alla led, från kund till underleverantör. Vad som egentligen skall definieras som "bestämda lägen" är inte helt klart. Den fråga som därmed uppstår, ur ett miljöpolitiskt perspektiv, är vad effekten blir av en miljöreglering när företag är utspridda över en större yta, och inte finns på ett "bestämt läge". Med andra ord är det svårt att se generaliseringen av teorin. En annan potentiell svaghet med teorin är att den dynamiska processen verkar vara oberoende av vilka piskor eller morötter som staten har till sitt förfogande. Det viktiga tycks vara statens roll som "påtryckare", men att typen av påtryckning verkar vara av underordnad betydelse. Det måste rimligen betyda att även andra påtryckningsmedel främjar den dynamiska processen och därmed också leder till förbättrad konkurrenskraft.

Att synen på "dynamik" skulle vara vad som särskiljer Porters perspektiv mot det neoklassiska motsägs i Palmer m.fl. (1995). De pekar istället på två andra fundamentalt särskiljande faktorer. Den första är att Porter antar att den privata sektorn, näringslivet, *systematiskt* inte tar till vara alla vinstbringande möjligheter. Det andra antagandet är att Porterhypotesen bygger på att det finns en "stat", eller myndighet utanför den privata sektorn, som inte bara kan observera att den privata sektorn är ineffektiv, utan även rätta till detta marknadsmisslyckande. Porter antar med andra ord att det finns en myndighet som är mer informerad än aktörerna på marknaden, och som dessutom kan vidta åtgärder som leder till att företagen neutraliserar ineffektiviteten och därmed tar till vara vinstmöjligheter som man tidigare inte gjorde. Palmer m.fl. finner detta synsätt "...hard to swallow". En vanlig fråga som uppstår, och som också ställs av Palmer m.fl., är om Porters hypotes gäller i allmänhet, eller om den gäller specifikt för miljöregleringar?²

² Närbesläktad med Porterhypotesen är tankarna på att skapa "omvandlingstryck" i ekonomin, vilket var tanken bakom den så kallade Rehn-Meidnerska solidariska lönepolitiken. Höga löner även för lågproduktiva arbeten skulle tvinga fram effektiviseringar och slå ut ineffektiva enheter, och därmed kunde arbetskraften flytta över till andra, mer lönsamma sysslor. Erixson (1991) försöker i ett flertal specifikationer skatta effekten av "omvandlingstryck" på produktiviteten (effektiviteten) i svensk tillverkningsindustri. Han använder ett antal alternativa mått på "omvandlingstryck". I en tidsseriemodell finner Erixson ett negativt samband mellan vinst och arbetsproduktivitet. Låg vinst tolkar han som högt "omvandlingstryck" vilket då skulle implicera högre effektivitet. I en modell med tvärsnittsdata finns dock inget samband mellan vinst och produktivitet. Erixsons analys pekar på många empiriska svårigheter, inte minst hur omvandlingstryck skall definieras och mätas.

Argumentationen i Palmer m.fl. kan ses som ett avstamp till ny såväl teoretisk som empirisk forskning kring sambandet mellan miljöregleringar och konkurrenskraft. Den teoretiska litteraturen har i mångt och mycket sökt finna de eventuella mekanismer och omständigheter som kan generera de effekter som beskrivs av Porter, dvs. att hårdare miljökrav leder till lägre kostnader och konkurrensförbättringar. De olika möjliga förklaringsmodeller som utvecklats kan grovt klassificeras i (1) modeller som fokuserar på teknikspridning och positiva externaliteter förknippade med forskning och utveckling (FoU) på miljöområdet, (2) modeller med icke perfekta marknader och strategiska interaktioner, samt (3) modeller där företagen inte är fullt ut rationella delvis på grund av problem att koordinera beslut inom företaget. Teoribildningen inom område (1) och (2) vilar i huvudsak på den neoklassiska teorin, medan område (3) kan sägas ligga närmare Porters teorier kring företagets inre dynamik och hur tryck utifrån kan underlätta förändringar inom företagen.

Exempel på modeller och teorier i den första gruppen, positiva externa effekter och teknikspridning, ges i Xepapadeas och de Zeeuw (1999), Mohr (2002) och Feichtinger m.fl. (2005). En relaterad förklaringsmodell (simuleringsmodell) ges i Popp (2005), som bygger på att resultatet av investeringar i FoU är osäkra.

Xepapadeas och de Zeeuw (1999) bygger sin förklaringsmodell kring ett par centrala antaganden. Det första är att det finns två företag, ett inhemskt som utsätts för en reglering (miljöskatt), och ett utländskt som inte regleras. Att det bara är två företag innebär att de enskilda företagens produktionsbeslut påverkar marknadspriset (produkten efterfrågas i ett "tredje land"). Det andra centrala antagandet är att företagets kapitalstockar består av maskiner av olika årgångar, och att nya årgångar är produktivare än gamla, samt ger upphov till mindre utsläpp. Vidare antar man att företaget har möjlighet att investera i dessa nyare maskiner, men att det kostar. Givet dessa antaganden kan man inte visa på en stark Portereffekt, men dock på att motsättningen mellan konkurrenskraft och miljöregleringar inte nödvändigtvis behöver vara så skarp som man många gånger tror. Det är i princip två mekanismer som mildrar denna motsättning. Den första mekanismen är att det blir relativt lönsamt att investera i nyare maskiner. Nya maskiner ger mindre utsläpp, men är också produktivare. Dock har man fortfarande en investeringskostnad, vilket gör att denna så kallade "kapitalkompositionseffekt" inte räcker för att neutralisera kostnadsökningen.

Den initiala kostnadsökningen har dock en "skaleffekt" som just i detta specifika fall arbetar för Porterhypotesen. De högre kostnaderna kommer nämligen att innebära att det reglerade, inhemska, företaget minskar kapitalstocken totalt sett, och därmed kommer även produktionen att minska. Det är här det första antagandet kommer in och spelar en avgörande roll. Det första antagandet innebär de facto att företaget inte möter ett givet pris för sin produkt, utan en efterfrågekurva (linjär med negativ lutning). Neddragningen i produktion innebär därmed att marknadspriset stiger. Sammantaget innebär denna priseffekt tillsammans med den positiva produktivitetseffekt som följer av det nya kapitalet att den negativa effekten på vinsten mildras betydligt. Som författarna påpekar är styrkan i denna mildrande effekt avhängig såväl moderniseringen av kapitalstocken som "skaleffekten" via högre pris.

Simpson och Bradford (1996) lyckas, under mycket speciella antaganden i en strategisk modell (duopol) av liknande typ som Xepapadeas och de Zeeuw, generera resultat som gör att det "inhemska" reglerade företaget får högre vinst. Men som dom själv säger "In our model we find that this [domestic industrial advantage] may be a theoretical possibility, but that it is extremely dubious as practical advice." (sida 296, Simpson and Bradford, 1996).

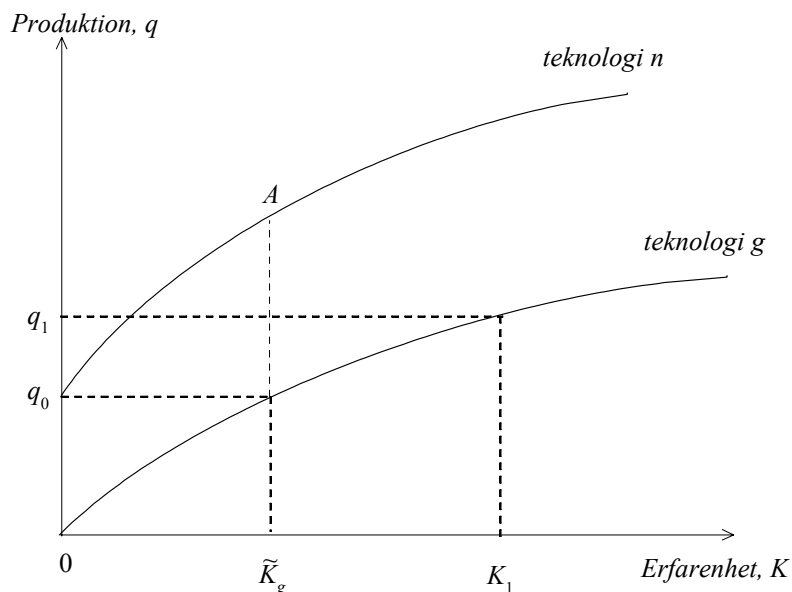
Sammantaget kan man säga att båda dessa modeller visar på att det under vissa speciella förhållanden kan uppstå en stark Portereffekt. Relativt små förändringar av de antaganden som görs i dessa modeller ändrar resultaten radikalt och ger då definitivt inget stöd för Portereffekten. Exempelvis krävs det i Xepapadeas och de Zeeuw att produktivitetsskillnaden mellan "gammalt" och "nytt" kapital är tillräckligt stor, och att det nya kapitalet är betydligt renare än det gamla. Vidare räcker det med att skaleffekten inte blir så stor som antas, vilket skulle bli följderna om det inhemska företaget är pristagare, för att Portereffekten definitivt kan förkastas. Mera viktigt kanske, vilket påpekas i båda studierna, är att resultaten inte är specifika för miljöregleringar. I båda studierna påpekar man att samma resultat skulle uppnås med en "industripolitik" i allmänhet som fokuserar FoU och ny teknik. Exempelvis finns det starka argument för att en direkt subvention till FoU skulle vara ett överlägset instrument ifall det finns positiva externaliteter förknippade med FoU. Detta är också vad grundläggande ekonomisk teori och empiri har lärt oss. Dvs., vi skall beskatta negativa externa effekter, och subventionera positiva externa

effekter. I praktiken betyder att miljöpolitiken skall fokusera på miljön. En generell tro på att miljöpolitiken på ett effektivt sätt samtidigt skall korrigera också andra marknadsmisslyckanden är att tro för mycket. I vissa fall kan vi kanske ex-post observera att en miljöreglering korrigerade även för andra externaliteter, men det betyder inte att man ex-ante kan utgå från det och basera politiken på detta. Simpson och Bradford går så långt i sin kritik (till och med av sin egen modell) att man helt avfärdar tanken på att hårdare miljöregleringar skulle ge en konkurrensfördel. Deras argumentation bygger i mångt och mycket på att eventuella Portereffekter endast kan visas under väldigt speciella antaganden, som visserligen kan vara adekvata i vissa specifika fall, men knappast i allmänhet. Som exempel nämns att i de flesta modeller med aktörer som agerar strategiskt är den eventuella Portereffekten avhängig ”skaleffekter” av den typ som uppstår i Xepapadeas och de Zeeuw. Därmed skulle det möjligen kunna finnas någon form av ”first mover advantage” som dock (per definition) endast är tillfällig, eftersom det högre priset kommer att dra till sig nya producenter.

I motsats till Xepapadeas och de Zeuw visar Mohr (2002) att en stark Portereffekt är möjlig under antaganden som till viss del liknar de antaganden som görs i studierna ovan. Förutom antagandet att nyare maskiner är miljövänligare och produktivare antar Mohr dels att det finns många företag, och framför allt att det existerar vad han kallar ”positive external economies of scale”. Det senare innebär i korthet att produktiviteten hos ett företag som använder en specifik teknologi beror på den samlade ”erfarenheten” av användandet av just denna typ av kapital. Med andra ord finns det en ”läreffekt”. Ju fler som använder en viss typ av kapital, desto produktivare är kapitalet. Implikationen av detta antagande är uppenbar. Antag att ett företag använder ”gammalt” kapital som används av många andra företag. Trots att kapitalet är ”gammalt” är det relativt produktivt, tack vare ”läreffekten”. Antag vidare att nytt kapital blir tillgängligt, och att detta nya kapital i grunden är produktivare (se figur 4.1). Dvs., givet samma ”erfarenhet” kan mer produceras med det nya kapitalet än det gamla. Problemet är nu att det blir en nackdel att ”gå före”, dvs. att investera i den nya tekniken. Alla vill vänta tills andra har investerat, för att därmed slippa ”inlärningskostnaden”.³ En illustration ges i figur 4.1.

³ Rudiger-Schluga (2004) presenterar vissa ”bevis” på att den här typen av ”läreffekter” kan vara en bra beskrivning av verkligheten. I en undersökning av vad företagen anser vara de

Figur 4.1 Produktion som en funktion av erfarenhet (konstruerad utifrån fig. 1, s. 162, Mohr, 2002)



Figur 4.1 illustrerar företagets produktion som en funktion av erfarenhet, dels för den "gamla", rådande, teknologin (g), dels för den "nya" teknologin (n).⁴ Givet samma erfarenhet är den "nya" teknologin alltid mer produktiv än den gamla, vilket illustreras av att kurvan "teknologi n " alltid ligger ovanför kurvan "teknologi g ". Vi ser nu i figuren att om den ackumulerade erfarenheten i hela industrin av den gamla teknologin är större än \tilde{K}_g kommer byte av teknologin i det enskilda företaget att implicera en kostnad i form av lägre produktion. Om den samlade erfarenheten är K_1 , exempelvis, ser vi att produktionen blir q_1 med den nuvarande teknologin (teknologi g). Byter man till den nya teknologin där det inte finns någon ackumulerad erfarenhet (lika med 0) blir produktionen endast q_0 . Det innebär i sin tur att företaget inte byter till den i grunden effektivare teknologin. Man kan säga att "det kostar att ligga på topp", eller för använda den gängse terminologin, det finns en "second mover advantage". Det lönar sig helt enkelt att vänta

viktigaste externa teknologiska kunskapskällorna svarade cirka en tredjedel att konkurrenterna är en viktig kunskapskälla.

⁴ Här antas att alla andra insatsfaktorer hålls oförändrade.

tills andra investerat och på så vis dra nytta av de erfarenheter som görs. Man kan också se det som att det finns en positiv externalitet med att investera eftersom andra företag kan dra nytta, utan att de betalar för det, av den erfarenhet som uppstår när andra företag investerar i den nya teknologin. Den positiva externaliteten innebär att investeringarna inte blir tillräckligt stora sett ur ett samhälls-ekonomiskt perspektiv, vilket i sin tur ger skäl för någon form av politikingripande.

Mohr visar att om staten inför en politik som tvingar alla företag att använda teknologi n , den ”nya” teknologin och samtidigt inför en restriktion som innebär att företagen måste reducera utsläppen en aning blir effekten att produktionen faller på kort sikt, men ökar på lång sikt.⁵ Samma resultat erhålls om den nya teknologin subventioneras.⁶

Mohr menar att Portereffekten är möjlig om man tillåter för möjligheten för teknologiska förändringar som har positiva externa effekter. Om vi tolkar Portereffekten som att produktion ökar och utsläpp minskar kan man mer specifikt säga att Mohr’s analys visar att man kan identifiera under vilka förhållanden som en sådan situation kan uppstå. Däremot kan man inte säga att en sådan politik leder till en Portereffekt, dvs. minskad miljöpåverkan och ökad produktion. Man kan nämligen inte utesluta att en politik som stimulerar till en mer produktiv teknologi leder till *både* ökad produktion och ökade utsläpp. Det betyder att en optimal politik inte nödvändigtvis är en politik som leder till ökad produktion och minskade utsläpp. En illustration av diskussionen ges i figur 4.2, som i stort är ett replikat av figur 3.1.

I figur 4.2 antar vi till att börja med att företaget i utgångsläget väljer utsläppsnivån z_g^{or} , vilket givet den gamla teknologin ger största privatekonomiska vinst. På grund av miljöskadorna vill dock samhället reglera företaget, och använda en typ av reglering som möjliggör en Portereffekt. Samhällets optimala utsläppsnivå beror, som vanligt, på den marginella skadan av utsläpp i relation till det marginella värdet av produktionen, vilket illustreras av lutningen på de två parallella linjerna (IT_g^* och IT_n^*) i figur 4.2.⁷ I figur 4.2. innebär detta att den optimala utsläppsnivån, givet den gamla teknologin (g), är lika med z_g^* . Antag nu vidare att en ny

⁵ Med ”lång sikt” menas här den tid det tar att nå samma eller större erfarenhet med den nya teknologin som man redan har med den gamla.

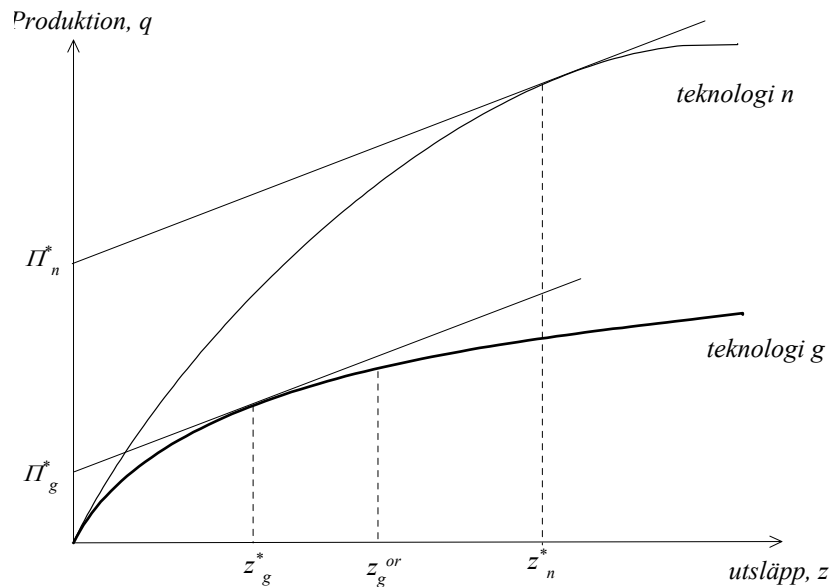
⁶ Man kan även tänka sig att produktion med den gamla teknologin beskattas.

⁷ Att linjerna har en positiv lutning betyder att vi ”satt ett pris” på utsläppen.

teknologi, n , finns tillgänglig. Som illustreras i figur 4.2 är den nya teknologin produktivare och renare. Det är möjligt att producera mer utan att öka utsläppen, alternativt kan man säga att vi kan minska utsläppen utan att minska produktionen. Detta gäller för alla utsläppsnivåer. Som redan diskuterats innebär en "Porterpolitik" att man stimulerar till en övergång till den nya tekniken. Lyckas man med politiken och alla byter till den nya tekniken så betyder det att företagen kan välja en utsläppsnivå som är lägre än den oregerade och samtidigt producera mer. Dock kommer man inte i detta exempel att göra så, man kommer att expandera produktionen ytterligare eftersom det ger högre vinst (IF_n^*), och därmed ökar utsläppen till nivån z_n^* . Det bör betonas att den för samhället optimala utsläppsnivån är den företagen nu väljer, dvs. z_n^* . Med andra ord leder en politik som har de egenskaper som kan möjliggöra en Portereffekt inte nödvändigtvis till att Portereffekten de facto uppstår, detta om vi tolkar "Portereffekten" som både minskade utsläpp och ökad produktion. Orsaken till att Portereffekten inte realiserar är att den nya teknologin gör det möjligt att inte bara reducera utsläppen utan också expandera produktionen, vilket betyder att alternativkostnaden för att minska utsläppen ökar.⁸ Som diskuterar nedan visar Feichtinger m.fl. (2005) att det kan krävas ytterligare höjningar av priset på utsläpp vilket i slutändan leder till minskad vinst.

⁸ Detta är nära förknippat med den så kallade "rebound effekten", som diskuterats flitigt i litteraturen senare år. En energieffektivisering med säg 10 % kommer inte att innebära att energiförbrukningen minskar med lika mycket. En 10 % effektivare bensinmotor är liktydigt med ett lägre bensinpris (vi kommer längre per liter), vilket kanske innebär att vi dels kör längre, och dels använder det ökade konsumtionsutrymmet till att konsumera varor som är energikrävande (Se exempelvis Brännlund, m.fl., 2007).

Figur 4.2 Produktion som en funktion av utsläpp



Sammantaget kan man säga att analysen i Mohr (2002) visar att miljöregleringar kan leda till ökad produktivitet och ökad produktion och vinst. Det som driver denna möjlighet är den positiva externaliteten av investeringar i ny teknik via "läreffekten".

En miljöpolitik som stimulerar, eller tvingar, fram ny teknik kan därmed vara motiverad. Det bör återigen betonas att produktivitetseffekten inte är specifik för miljöregleringar, utan är allmän-giltig så länge det finns någon form av positiv externalitet förknippad med ökad kapitalanvändning och/eller kapitalkomposition.

En slutsats som man kanske kan dra från det senare är att även om det finns positiva "läreffekter" är det inte skäl nog att införa regleringar (miljöskatter eller kvantitativa regleringar) som är mer strikta än vad som motiveras av miljöskäl. Snarare skall man kanske föra en industripolitik som gynnar, eller ger incitament, att investera i ny teknik.⁹ Stöd till utbyggnaden av vindkraft har delvis motiverats med den här typen av argument, dvs. läreffekter. Dock ger analysen i Mohr inga argument för att specifikt stödja vind-

⁹ Jaffe m.fl. (2005) stödjer denna slutsats, men säger samtidigt att man bör ha en långsiktig strategi där olika policyansatser prövas, men framförallt utvärderas systematiskt.

kraft.¹⁰ Däremot ger hans analys ytterligare stöd för att undanröja osäkerheter kring miljöpolitiken. Vindkraften kan än en gång tjäna som exempel. Som visas i Michanek och Söderholm (2006) finns det ett värde i att vänta med att investera i vindkraft i fall det finns en osäkerhet kring de stödsystem som nu gäller. Finns det dessutom en läreffekt av den typ som diskuterats ovan förvärras effekten av denna osäkerhet eftersom investeringar skjuts på framtiden.

Feichtinger m.fl. (2005) drar egentligen likartade slutsatser som Mohr, med avseende på effekten av optimal politik. De visar i en generaliserad variant av Xepapadeas och de Zeeuw att om man har en moderniseringseffekt som i Xepapadeas och de Zeeuw och en "läreffekt" av den typ som finns i Mohr blir effekten att utsläppsreduktionen blir lägre. Anledningen är i grunden densamma som diskuterades anslutning till figur 4.2. Feichtinger m.fl. (2005) visar dock att givet denna läreffekt blir politikens påverkan på vinsten av att uppnå ett specifikt miljömål förstärkt negativ. Anledningen är, enkelt uttryckt, att miljöskatten måste höjas mer i fallet med läreffekter för att "parera" den utsläppsökning som drivs av den högre produktiviteten. I figur 4.2 kan detta illustreras med att lutningen på "vinstlinjen" måste bli brantare, om vi exempelvis har z^*_g som mål.

Sammantaget kan man säga att de tre studier som refererats till ovan inte ger något definitivt svar på frågan om vilka förutsättningar som måste ligga till grund för att en Portereffekt skall kunna uppstå, eller vad som skulle göra miljöregleringar unika sett ur ett Porterperspektiv. Xepapadeas och de Zeuw visar under de antaganden de gjort att det kan finnas en "svag" Portereffekt av miljöregleringar (miljöskatt). Med "svag" menas här att den negativa effekten på företaget mildras något av att man "tvingas" att modernisera, men framförallt som en följd av att priset på den vara som produceras stiger. Den sistnämnda effekten är en följd att man antar en duopolmodell, dvs. två företag som producerar varan. Regleringarna innebär högre kostnader, vilket gör att produktionen minskar totalt sett, vilket driver upp priset. Med andra ord är den "svaga" Portereffekten helt avhängig priseffekten, och därmed de antaganden som görs avseende den marknad man opererar på. Mohr visar att produktivitetseffekten kan förstärkas om det finns

¹⁰ Michanek och Söderholm (2006) visar att det är betydande osäkerheter förknippade av att investera i vindkraftverk. Osäkerheten är dock till största delen förknippad med osäkerheter kring framtida stödsystem och de marknadsosäkerheter som uppstår som en följd av den långa projekteringstiden, beroende framförallt på förhållande tillståndsprövningar.

”läreffekter”. En strängare miljöpolitik kan därmed gynna företagen, men det kommer förmodligen att innebära att den utsläppsreduktion man siktede på inte blir så stor som man tänkt. Det är snarare troligt att utsläppen ökar ytterligare. Som visas i Fechtinger innebär det senare att om man vill uppnå ett specifikt miljömål är det troligt att företagets vinst minskar i slutändan, vilket förkastar Portereffekten.

Den kanske viktigaste slutsatsen från de tre citerade studierna är att de effekter som kan tänkas uppstå inte på något sätt är unika för miljöregleringar, utan kan uppstå av andra typer av regleringar. Det påpekas väldigt tydligt att om målet är att realisera produktivitetsvinster till följd av positiva externaliteter är det förmodligen effektivare att gå via en mer allmän industripolitik som inte specifikt favoriserar miljöinvesteringar. Vidare kan man dra slutsatsen att om det finns läreffekter av den typ som diskuteras ovan så finns det ingen ”first mover advantage”. Det lönar sig att vänta tills andra investerat.

Effekter av en annan typ av externalitet studeras i Greaker (2006). Idén är här att miljöregleringar ger upphov till en ny industri: leverantörer av reningsutrustning. En strikt miljöpolitik innebär större efterfrågan på reningsutrustning, vilket i sin tur innebär att de företag som levererar ny utrustning inte behöver så stort prispålägg för att täcka utvecklingskostnaderna. Modellen består i princip av tre aktörer: ett ”uppströms” företag som producerar reningsutrustning, ett ”nedströms” företag som förorenar och producerar för en världsmarknad, samt en regering, eller reglerare, som bestämmer miljöpolitiken. Givet dessa antaganden kommer hårdare miljökrav att leda till ökad efterfrågan på reningsutrustning, vilket lockar till sig fler potentiella producenter av reningsutrustning, vilket i sin tur minskar utvecklingskostnaderna i den industrin med påföljden att priset på reningsutrustning faller. En direkt effekt av den hårdare miljöregleringen kommer att innebära att kostnaden för export (nedströms) företaget ökar, dock motverkas denna negativa effekt i modellen av att priset på reningsutrustning faller, vilket kan neutralisera den direkta effekten fullständigt. Ett absolut villkor för att den positiva neutraliserande effekten skall uppstå är att priset på reningsutrustning faller som en följd av strängare miljökrav. Detta är dock inte ett tillräckligt villkor, utan ett antal andra villkor av teknisk natur måste också vara uppfyllda samtidigt. Sammantaget kan det vara intressant att man i en uppströms/nedströms modell av den här typen kan få en

Portereffekt av den här typen. Även om modellens antaganden i vissa fall kan vara en adekvat beskrivning är det svårt att se de generella policyslutsatserna. Exempelvis antas att "exportföretaget" agerar på en världsmarknad och tar priset för givet. Samtidigt antas att uppströmsföretaget som utvecklar och levererar reningsutrustning är utsatt för relativt begränsad konkurrens och inte opererar på en världsmarknad. Detta kan kanske vara ett rimligt antagande alldeles i början av en regleringsprocess. På lite sikt är det dock svårt att argumentera för att så skulle vara fallet. Det kan alltså finnas en form av "first mover advantage", men att den fördelen är temporär. Om konkurrenterna så småningom också regleras, eller behöver ny reningsutrustning kan ju även de dra nytta av den utveckling som skett. I slutändan kommer det att innebära lägre kostnader även för dem, och därmed kommer priset på den vara som handlas på världsmarknaden att falla och neutralisera "hemlandets" initiala konkurrensfördel. Den policyslutsats som dock ändå dras i Greaker är att politiker inte skall vara rädda för att vidta de miljöregleringar som krävs, då kostnaderna kanske inte blir så stora som man i förstone kunde tro. Greakers modell har många likheter med Porters klusterteori där det skapas en dynamik i samspelet mellan företaget och underleverantörer.

Slutligen kan det vara värt att nämna en studie av Popp (2005), vars modell skiljer sig väsentligt från de som diskuterats ovan. Popp's modell har inga strategiska kopplingar eller imperfektioner av den typ som diskuterats ovan, utan bygger på det grundläggande antagandet att resultatet av ett FoU projekt är osäkert. Modellen är en simuleringsmodell där ett företag utsätts för en miljöreglering med krav på lägre utsläpp i period 1. Företaget kan minska användningen av en smutsig insatsvara, eller satsa i ett FoU projekt. Dock vet man inte med säkerhet ex-ante vilket av alternativen som är lönsammast. Företaget väljer att investera endast i de fall då den förväntade vinsten av FoU alternativet är högre än vinsten i det andra alternativet. Resultatet av simuleringarna visar att FoU ex-post kan leda till att kostnaderna av miljöregleringen helt neutraliseras. Dock visar resultaten att ofullständig neutralisering är mer vanlig. Popp menar att osäkerhet därmed kan förklara att man i vissa studier, och i case-studies, funnit fullständiga neutraliseringar av kostnaderna, men att man i ännu fler funnit att kostnaden inte neutraliserats. Analysen i Popp visar med tydlighet problematiken med case-studies av den typ som återges i Porter & Van der Linde. Den policyslutsats han drar är "While induced innovation can

lower the cost of complying with environmental regulation, policymakers should not expect such innovations to completely eliminate these costs.” (Popp, 2005, s. 10.)

Teorigenomgången ovan visar att det egentligen inte finns någon koncensus kring kostnaderna av miljöregleringarna. Effekterna av miljöregleringarna är som sagts starkt beroende av vilka antaganden som görs. Ett relativt robust, eller i vart fall ganska vanligt, resultat är att det måste finnas någon form av marknadsimperfektion, utöver miljöproblemet, som råkar vara ”negativt korrelerad” med den reglering som används för att korrigera miljöproblemet. Man kan enkelt uttrycka det som så att det verkar krävas en ”två flugor i en smäll” effekt för att Porter effekten ska vara möjlig. Detta ger upphov till två fundamentala frågor: Den första är om det regelmässigt existerar ett sådant positivt samband mellan de olika externa effekterna? Den andra är om regleraren ex-ante kan veta när en sådan situation föreligger? Det generella svaret på den första frågan är att något sådant allmänt positivt samband knappast föreligger. Svaret på den andra frågan är att regleraren förmodligen inte kan veta detta ex-ante, utan att politiken måste genomföras för att få svaret ex-post. Även om det nu skulle finnas en extra positiv effekt av miljöregleringar av detta slag visar de flesta studier att detta, dvs. att miljöregleringen korrigerar för andra marknadsmisslyckanden, inte är ett tillräckligt villkor. Dvs. även om miljöregleringen korrigerar för exempelvis positiva externaliteter förknippade med teknikutveckling är det inte säkert att vi får en stark Portereffekt beroende bl.a. på att det är kostnader förknippade med ny teknik.

Avslutningsvis kan vi bara konstatera att den teoribildning som finns kan identifiera mekanismer som är centrala i en Porterdiskussion och hur olika antaganden påverkar dessa mekanismer. Utifrån denna litteratur kan vi dra den robusta slutsatsen att det krävs mycket specifika förhållanden för att vi ska kunna säga att kostnaderna av hårdare miljökrav fullständigt neutraliseras. En annan slutsats är att eventuella kostnadsneutraliseringar, även om de inte är fullständiga, inte är unika för miljöregleringar.

Även om teorin kan ge oss kunskap om de viktiga mekanismerna måste vi för att besvara frågan oundvikligen konfrontera teorin med verkligheten, vilket görs i nästa avsnitt.

4.2 Empiri

Syftet med detta avsnitt är att ge en sammanfattande överblick av den empiriska forskningen som rör Porterhypotesen. De empiriska studier som kommenteras finns listade i Tabellerna 4.1–4.3, och en sammanfattning och konklusion av denna forskning ges i slutet av avsnittet.

Det finns numer en relativt omfattande empirisk litteratur kring sambandet mellan konkurrenskraft och miljöregleringar.¹¹ Dock bör det redan här påpekas att explicita test av den ”starka” varianten av Porterhypotesen är sällsynta. Med ”stark” avses här åtminstone en fullständig kostnadsneutralisering. I de flesta studier testas vissa delar av Porterhypotesen utan att det görs någon klar distinktion mellan den svaga och starka formen. Den del av Porterhypotesen som varit mest utsatt för empirisk granskning är miljöregleringarnas effekter på innovation och FoU, investeringar, och produktivitet. I den något äldre litteraturen finns en relativt omfattande litteratur kring regleringars effekter på handel (se Jaffe m.fl., 1995).

Innan vi går vidare måste man vara klar över de svårigheter som föreligger i att empiriskt testa Porterhypotesen. Som vi redan påtalat flera gånger säger Porterhypotesen inte att konkurrenskraften ökar till följd av vilken miljöreglering som helst. Som Porter och Van der Linde säger måste miljöregleringar vara utformade på ”rätt sätt”. De flesta uttolkare, så även författaren till denna studie, tolkar ”rätt sätt” som ekonomiska styrmedel i form av skatter och överlåtbara utsläppsrätter. Denna åtskillnad görs dock sällan i den empiriska litteraturen. I de flesta fall tycks det snarare vara så att man helt bortser från vilken typ av styrmedel som regleringen består av. En av orsakerna till det senare är bristen på data och svårigheter att definiera och mäta miljöregleringars styrka. En annan är att miljöskatter och överlåtbara utsläppsrättigheter har en relativt kort historia och används relativt sparsamt.

I en tidig översikt av regleringars effekter på framförallt handel, Jaffe m.fl. (1995), är den generella slutsatsen att det inte finns några starka belegg för att miljöregleringar skulle ha speciellt stora negativa konsekvenser på företagets konkurrenskraft. De studier de refererar till har analyserat effekter på nettoexport, lokaliserings-

¹¹ Som redan nämnts finns ett antal forskningsöversikter kring Porterhypotesen (Marklund, 1997; Ambec och Barla, 2006; Wagner, 2003; Mulatu 2001; Lundgren, 2004).

mönster, och handelflöden. Den övergripande slutsatsen tycks vara att effekterna antingen är små eller insignifikanta.¹²

Jaffe m.fl. refererar bl.a. till Kalt (1988) som var en av de absolut första studierna av sambandet mellan regleringar och konkurrenskraft. Kalt använde en relativt traditionell ekonometrisk handelsmodell där han la till en oberoende variabel som beskriver de kostnader som läggs på de enskilda industrierna när man reglerar dem. En slutsats var att miljöregleringarna under perioden 1967-1977 bidragit negativt till USA:s handelsutveckling, om bara tillverkningsindustrin inkluderas. Märkligt nog förstärks detta resultat när den kemiska industrin exkluderas. Ett mera rimligt resultat hade kanske varit att den negativa effekten hade försvagats när den kemiska industrin exkluderades då det är en av de mest miljöpåverkande sektorerna. Möjligen skulle det kunna tolkas som att det finns någon form av Portereffekt i den kemiska industrin. En annan tolkning är att den kemiska industrin är en mycket heterogen sektor där även läkemedelssektorn ingår, vilken har haft en mycket gynnsam utveckling.

En annan typ av äldre studier av handelskaraktär är Low och Yeats (1992). De finner att mellan 1965 och 1988 föll andelen föroreningsintensiva varor i världshandeln från 19 till 16 procent, och att utvecklingsländerna i snabbare takt än industriländerna utvecklade komparativa fördelar i dessa produkter. Jaffe m.fl. (1995) menar att man ska tolka detta förhållande försiktigt. Det är möjligt att människor i tredje världen helt enkelt ökade sin efterfrågan för den typen av produkter under den studerade tidsperioden. En annan förklaring som förs fram och fått brett empiriskt stöd är helt enkelt att handelsmönstren delvis eller helt beror på naturresurstillgångar. Resonemanget och de möjliga förklaringarna illustrerar till viss del svårigheterna att tolka de resultat man får i den typen av indirekta modeller, framförallt om man vill använda sig av dom för att förstå effekten på konkurrens av miljöregleringar.

Jaffe m.fl. refererar även till studier som fokuserat på investeringsflöden mellan länder. Dessa studier är dock av mer generell karaktär och tittar inte specifikt på miljöregleringar. Wheeler och Mody (1992), exempelvis, hittar inget samband mellan utländska direktinvesteringar och företagsskatter. Man menar att många andra faktorer dominerar över skatteeffekten. En möjlig slutsats är

¹² Se även Marklund (1997).

att miljöregleringar inte är av avgörande betydelse vid investeringsbeslut. I en färskare översikt av Brunnermeir och Levinsson (2004) ifrågasätts dock denna senare slutsats. Den slutsats de drar är att miljöregleringar har en betydande effekt i lokaliseringsvalet, på så sätt att förorenande industri flyttar till länder med lägre miljökrav.

Tabellerna 4.1–4.3 nedan sammanfattar den del av den empiriska forskningen som är mer direkt relaterad till Porterhypotesen. Tabellerna följer ett försök att klassificera studierna i olika grupper, delvis utifrån den teoretiska diskussionen i föregående avsnitt. Man kan säga att den största delen av den empiriska forskningen finns inom två områden; Miljöregleringars effekter på investeringar, innovationer och FoU (Tabell 4.1), samt miljöregleringar effekter på effektivitets- och produktivitetsutveckling (Tabell 4.2). Återigen bör det betonas att resultaten från dessa tester inte alltid kan användas till att göra utsagor om Porterhypotesens giltighet eller inte. Möjligen kan man säga att Porterhypotesen kan förkastas i de fall där man hittar ett negativt samband mellan produktivitetsutveckling och miljöregleringar. En tredje klass av studier är de som mer direkt studerar sambandet mellan någon form av vinst eller resultatmått och regleringar (Tabell 4.3). I princip kan den typen av studier mer direkt testa för Porterhypotesen.

Sammanställningen av studier som analyserat effekterna på kapitalbildning och investeringar – Tabell 4.1 – visar inget direkt stöd för Porterhypotesen. Nelson m.fl. (1993) finner till och med att miljöregleringar verkar ha en negativ effekt på kapitalförnyringen i den amerikanska elproduktionssektorn, vilket står i motsatsförhållande till den ”moderniseringseffekt” som lagts fram i många teoretiska förklaringsmodeller (Xepapadeas och de Zeeuw, 1999). För den amerikanska massa och pappersindustrin finner Gray och Shabegian (1998) att miljöinvesteringar tränger undan produktivt kapital. Enligt deras studie innebär 1 % ökning av miljöinvesteringar att de produktiva investeringarna minskar med 1,88 %. Sammantaget kan man säga att det inte finns några starka belegg för att miljöregleringar skulle ha någon positiv effekt, ur Porterhänseende, på kapitalbildning och investeringar. Nu skall man vara försiktig med att dra slutsatsen att Porterhypotesen kan förkastas eftersom de aktuella miljöregleringarna knappast var av den karaktär som Porter avsåg.

Vad gäller effekter på FoU är analyser av miljöregleringars effekter på utgifter för FoU och på antalet lyckosamma patent de kanske vanligaste typen av studier. Jaffe och Palmer (1997) studerar effekten på utgifter på FoU i amerikansk tillverkningsindustri. Som mått på miljöregleringar använder man kostnader för rening. Man finner att utgifterna för FoU ökar om kostnaderna för rening ökar, dock relativt lite. Intressant nog finner man att effekten är större för petroleum och utvinningsindustrin. Däremot hittade man inga signifikanta samband mellan miljöregleringar (mätt som reningskostnader) och antalet lyckosamma patentansökningar. I en liknande ansats finner dock Brunneheimer och Cohen (2003) ett svagt men positivt samband mellan miljöregleringar och lyckade patentansökningar i amerikansk tillverkningsindustri. Popp (2004) finner ett liknande resultat på internationella data. I de Vries & Withagen (2005) studeras mer specifikt antalet lyckosamma patent relaterade till rening av svavel (SO₂). De specificerar tre olika modeller beroende på vilket mått på miljöregleringar man använder. Resultaten är inte entydiga. I två av specifikationerna får man ett negativt samband mellan patent och regleringar, medan effekten blir positiv i den tredje.

Tabell 4.1 Empiriska studier av regleringars effekter på innovationer (FoU) och investeringar

Studie	Syfte och metod	Data	Resultat
Nelson et al. (1993)	<ul style="list-style-type: none"> En simultan treekvationsmodell där a) kapitalstockens ålder, b) utsläpp, c) kostnader för regleringar beror av varandra. Två mått på miljöregleringar; (1) kostnader för att minska utsläpp till luft, (2) totala reningskostnader. 	<ul style="list-style-type: none"> 44 amerikanska elkraftverk, 1969–1983. 	<ul style="list-style-type: none"> Miljöregleringar ger en signifikant ökning av kapitalets ålder. Kapitalets ålder har ingen signifikant påverkan på utsläpp. Regleringar har en effekt på utsläppsnivåer.
Jaffe och Palmer (1977)	<ul style="list-style-type: none"> Innovationer och teknisk utveckling approximeras med FoU-investeringar och antalet godkända patentansökningar. Miljöregleringar approximeras med kostnader för utsläppskontroll. 	<ul style="list-style-type: none"> Paneldata för perioden 1973–1991 över amerikansk tillverkningsindustri. Modell av reducerad form med industri-specifika effekter. 	<ul style="list-style-type: none"> Ett signifikant positivt samband mellan FOU och miljöregleringar (kontrollkostnader). Inget signifikant samband mellan miljöregleringar och patent.

Studie	Syfte och metod	Data	Resultat
Gray och Shadbegian (1998)	<ul style="list-style-type: none"> Modellering av teknikval (multinomial logit) och investeringar i amerikansk massa- och pappersindustri. Miljöregleringar approximeras med a) andelen röster för miljöregleringar i delstatskongresser; och b) index för styrka i luft- och vattenregleringar. 	<ul style="list-style-type: none"> Paneldata för 116 amerikanska pappersföretag, 1972–1990. 	<ul style="list-style-type: none"> Val av teknologi påverkas av miljöregleringar. Negativ effekt av miljöregleringar på investeringar. Produktiva investeringar minskar kraftigt till följd av investeringar i reningsinvesteringar (undanträngning).
Brunnerheier och Cohen (2003)	<ul style="list-style-type: none"> Innovationer approximeras med antalet godkända miljörelaterade patentansökningar. Miljöregleringar approximeras med kostnader för utsläpp (regningskostnader), och antalet miljöinspektioner. 	<ul style="list-style-type: none"> Panel av 146 amerikanska tillverkningsindustrier, perioden 1983–1992. Modell av reducerad form med industrispecifika effekter. 	<ul style="list-style-type: none"> Liten positiv, signifikant påverkan av reningskostnader på antalet patent. Ökad övervakning och kontroll av aktiviteter relaterade till existerande regleringar har inga positiva effekter på innovationer. Innovationer är mer sannolika i industrier som har hög internationell konkurrenskraft.
De Vries och Withagen (2005)	<ul style="list-style-type: none"> Innovationer approximeras med antalet godkända patent relaterade till rening av svavel. Miljöregleringar approximeras på tre olika sätt (a) internationella avtal m.a.p. svavelutsläpp, (b) ett "regleringsindex", (c) som en latent variabel. ??? 	<ul style="list-style-type: none"> Länderdata för Europa och Nordamerika (USA och Kanada) för perioden 1970–2000. 	<ul style="list-style-type: none"> Två av modellerna visar ett negativt samband mellan patent och regleringar, medan en tredje visar upp ett positivt samband.

Miljöregleringars effekter på produktivitet och effektivitet har en relativt lång historia och det finns numer ett stort antal studier. En sammanfattning ges i Tabell 4.2. I en av de första studierna, Gollop och Roberts (1983), fann man att svavelregleringarna bromsade produktivitetstillväxten i den amerikanska elproduktionssektorn med 43 % under 1970-talet. Liknande resultat återfinns i Smith och Sims (1983), Gray (1987), och Barbera och McConell (1990). Senare studier har delvis bekräftat dessa resultat (Gray och Shadbegian, 2003).

Det finns dock ett par studier som visar något annorlunda resultat. Berman och Bui (2001) finner att raffinaderier lokaliserade i södra Kalifornien, där miljökraven är relativt hårda, har haft en signifikant högre produktivitet än raffinaderier lokaliserade i andra delar av USA. Alpay m.fl. (2002) får ett liknande resultat för den mexikanska livsmedelsindustrin där produktiviteten ökat samtidigt som miljökraven hårdnat. Likaså finner Hamamoto (2006) visst stöd för att miljöregleringar haft en positiv effekt på produktivitetens utvecklingen i japansk tillverkningsindustri, via positiva effekter på FoU. Van der Vlist m.fl. (2007) får resultatet att små och medelstora företag som ingått frivilliga avtal om energieffektiviseringar har haft en bättre effektivitetsutveckling än de företag som inte ingått sådana frivilliga avtal. Tolkningen av det senare resultatet försvåras avsevärt av det faktum att regleringen består av frivilliga avtal, vilket kan betyda att det finns en selektionseffekt. Med andra ord, det kan inte uteslutas att de företag som väljer att ingå ett frivilligt avtal är de företag som ändå avser att investera eller på annat sätt förändra produktionsprocessen. Att ingå ett frivilligt avtal skulle därmed inte vara förknippad med en kostnad utan endast vinster, inte minst i goodwill.

Det finns även några nordiska studier av liknande karaktär. De nordiska studierna kan delas upp i två olika kategorier. Dels studier av olika industriaggregat, dels studier av mikrokarakter, dvs. där data på anläggningsnivå används. Det är framförallt i den senare gruppen där Porterhypotesen studeras explicit. I den första gruppen, Wibe (1986, 1990), fokuseras analysen på Sverige, men även Finland och Danmark analyseras. I Wibe (1990) beräknas ett produktivitetsindex för svensk tillverkningsindustri som kvoten mellan industrins samlade förädlingsvärde och total faktoråtgång. I ett andra steg i analysen används det beräknade indexet som en beroende variabel i en regressionsanalys där bl.a. miljö- och arbetsmiljöregleringar ingår som oberoende variabler. Ett problem är att på tidsserienivå kvantifiera regleringarnas omfattning. I studien approximeras regleringstrycket med antalet anställda i de berörda myndigheterna. Notera att studien inte då bara omfattar miljöregleringar utan även arbetsmiljöregleringar. Huvudresultaten i studien är dels att produktivitetstillväxten under perioden 1970–1980 varit signifikant lägre än för perioden 1963–1970, samt att den regleringsvariabel som används inte uppvisar något signifikant samband med produktiviteten. I samma studie presenterar Wibe en liknande analys för Danmark och Finland. Beroende på variation i

datatillgång i de olika länderna definieras styrkan i miljöregleringarna på olika sätt beroende på vilket av länderna som studeras. Liksom för Sverige ger resultaten inga belägg för att regleringar skulle ha påverkat produktivitetens utvecklingen i Danmark negativt. Snarare tenderar effekten att vara positiv. Den förklaring som ges är att miljöregleringar har en moderniseringseffekt av den typ som diskuteras i Xepapadeas och de Zeeuw (1999). I analysen av produktiviteten i Finland framkom att effekten är svagt negativ, dock signifikant, vilket skulle antyda att det i Finland, liksom i Sverige, inte finns någon moderniseringseffekt.

I Marklund (1997) beräknas produktivitetstillväxten i svensk tillverkningsindustri perioden 1974 till 1993. Generellt faller produktivitetstillväxten under perioden. Intressant att notera dock är att de sektorer som anses vara de mest miljöbelastande, järn- & stål, kemisk, massa & papper, har haft en gynnsammare utveckling. Det görs inga försök att relatera produktivitetens utvecklingen till något explicit mått på miljöregleringar, vilket gör det svårt att dra några konkreta slutsatser om ett eventuellt samband mellan produktivitet och miljöregleringar.

Den andra typen av nordiska studier är av mikrokaraktär, och skiljer ut sig även vad gäller metod och grundläggande antaganden. Förutom att datamaterialet är på anläggningsnivå skiljer sig dessa studier från tidigare nordiska studier i det att eventuella Porter-effekter kan uppstå dels som en följd av teknisk utveckling, dels genom neutraliseringar av eventuella ineffektiviteter i företagen. Man kan säga att dessa studier korresponderar mot den bild av Porterhypotesen som gavs i figur 2.1. Enkelt uttryckt antas det inte i dessa modeller att företagen alltid ligger på produktionsfronten. De första nordiska studierna med detta angreppssätt finns i Hetemäki (1995) och Brännlund (1996) i vilka den finska resp. svenska massa- och pappersindustrin analyseras. Man utgår från att företag producerar flera olika varor, både önskvärda som exempelvis papper, och icke önskvärda som exempelvis utsläpp. För att representera teknologin använder man sig av en så kallad distansfunktion, vilken fullständigt karakteriserar teknologin. Det intressanta med distansfunktionen, i motsats till produktionsfunktionen, är att teknologier med flervaruproduktion explicit kan modelleras utan specifika prisdata. Fördelen med detta är uppenbar ur miljöekonomisk synpunkt. I ett fall med exempelvis produktion av två varor; en marknadsprissatt vara, exempelvis papper, och en icke marknadsprissatt "onyttighet", exempelvis föroreningar, ter sig

distansfunktionsansatsen överlägsen: med distansfunktionsansatsen kan "skuggpriset" på föroreningar uppskattas. Detta "skuggpris", mäter helt enkelt förändringen i intäkter, till följd av minskade möjligheter att släppa ut. Ett negativt (positivt) "skuggpris" indikerar ökade (minskade) kostnader av en mer strikt miljöpolitik. En annan intressant egenskap med denna ansats, som ligger i linje med Porter, är att något antagande om vinstmaximering eller kostnadsminimering inte behöver göras. Med andra ord tillåts företagen att vara ineffektiva. En fördel med det senare är att man i princip kan studera sambandet mellan effektivitet och miljöregleringar.

Huvudresultaten från den finska studien, Hetemäki (1995) är att skuggpriset på de reglerade utsläppen av syreförbrukande ämnen från den finska massa och pappersindustrin är negativt. Det vill säga, regleringarna av utsläppen av syreförbrukande ämnen från den finska skogsindustrin har medfört extra kostnader. En förklaring till detta kan vara att den finska skogsindustrin valt att lösa problemet med syreförbrukande ämnen genom externa reningsanläggningar, vilka, trots höga investeringskostnader, inte påverkat vare sig produktionsprocessen eller egenskaperna hos färdigvaran. Ett annat resultat i Hetemäki (1995) är att företag som utsätts för relativt kraftigt regleringstryck tenderar att vara ineffektiva, medan effektiva företag tycks vara de som är utsatta för ett förhållandevis mildt regleringstryck. Liknande resultat erhålls i Brännlund (1996).

En vidareutveckling av ovan nämnda studier finns i Marklund (2003). Där används en ny typ av ansats där ett effektivitetsmått som beaktar såväl produktion som utsläpp beräknas. I ett andra steg används regressionsanalys till att försöka skatta effekten av miljöregleringar på det beräknade effektivitetsmättet. Analysen, som genomförs på data för den svenska massa- och pappersindustrin ger inget stöd för hypotesen att miljöregleringar skulle stimulera effektivitetsförbättringar.

Tabell 4.2 Empiriska studier av reglerings effekter på effektivitet och produktivitet utveckling

Studie	Syfte och metod	Data	Resultat
Gollop och Robert (1983)	<ul style="list-style-type: none"> • Produktivitetmått härlett från kostnadsfunktionen. • Ekonometrisk modell av kostnadsfunktionen där miljöregleringar inkluderas. • Miljöregleringar uppskattade från faktiska regleringar av SO₂, samt hur stringenta dessa är i förhållande till företagens oregerade utsläpp av SO₂. 	<ul style="list-style-type: none"> • 56 amerikanska kraftverk (främst kolbaserade), 1973–1979. 	<ul style="list-style-type: none"> • Miljöregleringar har stark negativ påverkan på produktivitet utvecklingen, -43 % i produktivitetstillväxt.
Smith och Sims (1983)	<ul style="list-style-type: none"> • Produktivitetmått härlett från kostnadsfunktionen. • Ekonometrisk modell av kostnadsfunktionen där miljöregleringar inkluderas. • Två anläggningar (bryggerier) utsattes för en utsläppsavgift, medan två inte utsattes för en sådan. 	<ul style="list-style-type: none"> • Fyra kanadensiska bryggerier, 1971–1980. 	<ul style="list-style-type: none"> • Den genomsnittliga produktivitetstillväxten var -0,08 % i de "reglerade", och +1,6 % i de "oreglerade".
Gray (1987)	<ul style="list-style-type: none"> • Total faktorproduktivitet som beroende variabel i en regression med bl.a. reningskostnader som oberoende variabel. 	<ul style="list-style-type: none"> • 450 amerikanska tillverkningsindustrier, 1958–1978. 	<ul style="list-style-type: none"> • 30% reduktion i produktivitetstillväxt som en följd av miljöregleringar.
Barbera och McConnel (1990)	<ul style="list-style-type: none"> • Härledning av direkta effekter (reningskostnader) och indirekta effekter (via andra inputs och produktionen) på produktiviteten av miljöregleringar utifrån kostnadsfunktionen. 	<ul style="list-style-type: none"> • Fem amerikanska utsläppsintensiva industri-sektorer (papper, kemisk, jord, sten & glas, järn & stål, metallindustri), 1960–1980). 	<ul style="list-style-type: none"> • Produktivitetsminskning i samtliga sektorer som en följd av ökade reningskrav (10 till 50 %). Även de indirekta bidrog till nedgången, förutom i icke-järnmalmgruvor.
Wibe (1990)	<ul style="list-style-type: none"> • Analys av effekter på produktiviteten i svensk tillverkningsindustri av miljö- och arbetsmiljöregleringar. • Icke parametriskt Törnqvist-index. • Miljöregleringar mäts som anställda i miljömyndigheter. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sektorsspecifika data över svensk industri 1963–1980. 	<ul style="list-style-type: none"> • Inga signifikanta samband mellan produktivitet och regleringar.

Studie	Syfte och metod	Data	Resultat
Hetemäki (1995)	<ul style="list-style-type: none"> • Skattning av skuggpriser på utsläpp från finsk massa- och pappersindustri. • Parametrisk distansfunktionsansats. 	<ul style="list-style-type: none"> • Anläggningsdata för finsk massa- och pappersindustri. 	<ul style="list-style-type: none"> • Utsläppsminskningar utgör en kostnad för företagen.
Brännlund (1996)	<ul style="list-style-type: none"> • Skattning av skuggpriser på utsläpp från svensk massa- och pappersindustri. • Parametrisk distansfunktionsansats. 	<ul style="list-style-type: none"> • Anläggningsdata för svensk massa- och pappersindustri. 	<ul style="list-style-type: none"> • Negativt skuggpris på utsläpp av syreförbrukande ämnen till vatten. • Utsläppsminskningen av syreförbrukande ämnen är förknippade med kostnader.
Marklund (1997)	<ul style="list-style-type: none"> • Beräkning av produktivitetens utveckling i svensk industri. 	<ul style="list-style-type: none"> • Branschdata för svensk industri, 1974–1993. 	<ul style="list-style-type: none"> • Generellt fallande produktivitet under perioden. • "Miljöbelastande" industri har haft en något mer gynnsam produktivitetens utveckling.
Dufour m.fl. (1998)	<ul style="list-style-type: none"> • Total faktorproduktivitet som beroende variabel i en regression med bl.a. kostnadsandelen för reningskapital som oberoende variabel. 	<ul style="list-style-type: none"> • 19 kanadensiska tillverkningsindustrier, 1985–1988. 	<ul style="list-style-type: none"> • Signifikant negativ effekt av miljöregleringar på produktivitetstillväxt.
Boyd och McClelland (1999)	<ul style="list-style-type: none"> • Beräkning och analys av totalfaktorproduktivitet i amerikanska massa- och pappersindustrin. • Distansfunktionsansats som tillåter beräkning av såväl ineffektivitet i resursanvändning och ineffektivitet i produktion inklusive "produktion" av utsläpp. 	<ul style="list-style-type: none"> • Anläggnings-specifika data för amerikanska integrerade massa- och pappersfabriker. • Tidsperiod 1988–1992. 	<ul style="list-style-type: none"> • Utsläpp och resursåtgång kan minska med 2–8 % utan att produktiviteten försämrats. • Miljöregleringar minskar produktionen med 9 %, varav ca 25 % är en följd av krav på reningsutrustning.
Berman och Bui (2001)	<ul style="list-style-type: none"> • Jämförelse av produktivitetens utvecklingen i raffinaderiindustrin i södra Kalifornien (strikta regleringar) och resten av USA (mindre strikta). 	<ul style="list-style-type: none"> • Amerikanska raffinaderier, 1987–1995. 	<ul style="list-style-type: none"> • Företagen i södra Kalifornien har bättre produktivitetens utveckling, och högre reningskostnader. Tolkas som ett positivt samband mellan regleringar och produktivitet.

Studie	Syfte och metod	Data	Resultat
Alpay, Buccola och Kerkvliet (2002)	<ul style="list-style-type: none"> • Produktivitetsutveckling i mexikansk och amerikansk livsmedelsindustri. En ekonometrisk vinstfunktionsansats där kostnader för rening är inkluderande (USA), eller frekvensen av miljöinspektioner (Mexiko). 	<ul style="list-style-type: none"> • Mexikansk och amerikansk livsmedelsindustri, 1962–1994. 	<ul style="list-style-type: none"> • Försumbara effekter av miljöregleringar i USA, både på vinster och produktivitet. • Negativa effekter av miljöregleringar (inspektioner i Mexiko på vinster, men positiva på produktionsutveckling.
Gray och Shadbegian (2003)	<ul style="list-style-type: none"> • Totalfaktorproduktivitet i amerikansk pappersindustri som en funktion av bl.a. reningskostnader. • Ekonometrisk skattning av produktionsfunktion som inkluderar reningskapital (kostnader). 	<ul style="list-style-type: none"> • Pappersbruk i USA, 1979–1990. 	<ul style="list-style-type: none"> • Starkt signifikant negativ effekt av miljöregleringar på produktiviteten.
Marklund (2003)	<ul style="list-style-type: none"> • Analys av miljöregleringars effekter på effektivitet i svensk massa- och pappersindustri. • Miljöregleringar mäts som faktiska regleringar av utsläpp av syreförbrukande ämnen. 	<ul style="list-style-type: none"> • Anläggningsdata för svensk massaindustri 1983–1990. 	<ul style="list-style-type: none"> • Inget signifikant samband mellan regleringsintensitet och effektivitet.
Hamamoto (2006)	<ul style="list-style-type: none"> • Analys av regleringars effekter effektivitet, utgifter på FoU, samt på kapitalets ålderssammansättning i japansk industri. • Miljöregleringar mäts som utgifter för rening. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sektorsspecifika data för delar av japansk tillverkningsindustri 1971–1988. 	<ul style="list-style-type: none"> • Positivt samband mellan reningsutgifter och utgifter för FoU. • Negativt samband mellan reningsutgifter och kapitalets genomsnittsålder. • Positivt samband mellan reningsutgifter och produktivitet via utgifter på FoU.
Van der Vlist m.fl. (2007)	<ul style="list-style-type: none"> • Analys av den holländska trädgårdsnäringsens effektivitet. • Har företag som reglerats en annan effektivitetsutveckling än företag som inte reglerats? • Stokastisk frontproduktionsfunktion där företag tillåts vara ineffektiva (ej på fronten). 	<ul style="list-style-type: none"> • Paneldata för holländsk trädgårdsindustri (horticulture). • Medelstora och små företag perioden 1991–1999. 	<ul style="list-style-type: none"> • Frivilliga avtal om minskad miljöpåverkan är (i genomsnitt) positivt korrelerad med ökad teknisk effektivitet. • Sambandet mellan teknisk effektivitet och frivilliga avtal beror på typen av företag (ägarform, erfarenhet, storlek, m.m.).

I Tabell 4.3 redovisas även ett antal studier av sambandet mellan miljöregleringar och vinster eller någon annan form av finansiellt resultat. Brännlund m.fl. (1995), exempelvis, analyserar och upp-

skattar kostnaden för de regleringar som använts i syfte att minska utsläppen syreförbrukande ämnen och partiklar från svensk massa- & pappersindustri. Kostnaden mäts som skillnaden i vinst mellan det gällande reglerade systemet och ett hypotetiskt oreglerat system. Resultaten visar att vissa företag får vidkännas ett vinstbortfall som en följd av gällande regleringar. Resultaten visar också att vinsterna i en relativt stor andel av företagen, cirka hälften, inte har påverkats negativt. Sammantaget för hela industrin innebär dock regleringen kostnader. Den tolkning som ges är inte att det finns en Portereffekt, utan snarare att gällande regleringssystem inte är kostnadseffektivt i den meningen att vissa företag får bära en relativt stor börda av industrins totala reduktionskostnader. De flesta övriga studier ger inga entydiga resultat. Undantaget är möjligen Filbeck och Gorman (2004) som visar på ett negativt samband mellan miljöregleringar och finansiellt resultat. Nämnas kan också King och Lenox (2001) som erhåller motsatt resultat, dvs. ett positivt samband. Dock är detta samband svagt och insignifikant.

Tabell 4.3 Empiriska studier av regleringars effekter på vinster och finansiellt resultat

Studie	Syfte och metod	Data	Resultat
Brännlund och Liljas (1993)	<ul style="list-style-type: none"> • Analys av miljöregleringars effekter på svensk massa- och pappersindustri. • Miljöregleringarnas styrka härleds från faktiska miljöregleringar. • Vinstfunktion med miljöregleringar som separat argument. 	<ul style="list-style-type: none"> • Anläggningsdata för svensk massa- och pappersindustri 1986–1990. 	<ul style="list-style-type: none"> • Vissa belägg för att hårdare regleringar har negativ effekt på företagets vinst. • Dock inget entydigt svar, inte alla test visar en signifikant effekt.
Brännlund et al. (1995)	<ul style="list-style-type: none"> • Regleringars effekter på vinster i svensk skogsindustri. • Icke parametrisk metod att uppskatta vinster under olika regleringar. 	<ul style="list-style-type: none"> • 41 svenska massa- och pappersföretag, 1989–1990. 	<ul style="list-style-type: none"> • Regleringar minskar vinsten med i genomsnitt, 4–17%. Två tredjedelar av företagen tycks dock inte påverkas, vare sig negativt eller positivt.
Khanna et al. (1998)	<ul style="list-style-type: none"> • Analys av aktiekursutvecklingen efter det att företagets utsläpp av farliga ämnen avslöjats offentligt. Regressionsmodell med paneldata i syfte att identifiera "onormala" vinster. 	<ul style="list-style-type: none"> • 91 amerikanska kemiföretag under perioden 1989–1994. 	<ul style="list-style-type: none"> • Onormalt låg aktieavkastning under en dag efter avslöjande. • Onormalt dålig aktieavkastning vanligare för företag som inte minskar utsläppen.

Studie	Syfte och metod	Data	Resultat
Dasgupta och Laplante (2001)	<ul style="list-style-type: none"> Analys av vinstutvecklingen efter speciella händelser som a) investeringar i ny reningsutrustning, b) negativa miljönheter (klagomål, utsläpp) 	<ul style="list-style-type: none"> 126 händelser som berör 48 företag i Argentina, Chile, Filippinerna och Mexiko. 	<ul style="list-style-type: none"> 20 av 39 positiva händelser ledde till positiva vinster (över den normala vinsten). 33 av 85 negativa händelser ledde till onormalt låga vinster.
King och Lenox (2001)	<ul style="list-style-type: none"> Analys av Tobin's Q, där Q-värdet förklaras med bl.a. företagets miljöpåverkan och approximation av miljöregleringar. Tobin's Q mäts som marknadsvärderingen av företaget dividerat med återanskaffningskostnad av företagets tillgångar. Miljöregleringar approximeras med antalet utsläppsätter som krävs och genomsnittliga utsläpp i resp. industri och delstat. 	<ul style="list-style-type: none"> Paneldata för 652 amerikanska tillverkningsföretag, 1987–1996. 	<ul style="list-style-type: none"> Positiv påverkan av miljöregleringar på det finansiella resultatet, men signifikant endast i en specifikation. Positivt samband mellan finansiellt resultat och miljöresultat/påverkan.
Filbeck och Gorman (2004)	<ul style="list-style-type: none"> Effekter av miljöregleringar på finansiellt resultat. 	<ul style="list-style-type: none"> 24 amerikanska elkraftverk 1996–1998. 	<ul style="list-style-type: none"> Negativt samband mellan vinster och miljöregleringar.
Gupta och Goldar (2005)	<ul style="list-style-type: none"> Analys av vinstutveckling efter offentliggörande av miljöranking. Miljörankingen är baserad på "bästa möjliga teknik". 	<ul style="list-style-type: none"> 17 indiska massa- och pappersindustrier, 15 indiska bilfirmor och 18 kemiska företag 1999–2001. 	<ul style="list-style-type: none"> Negativt samband mellan vinster och miljöranking.

Från översikten av den empiriska litteraturen blir huvudslutsatsen att det inte finns några starka belägg för att Portereffekten skulle existera. Dock skall det tilläggas att befintlig forskning inte heller ger några starka belägg för att förkasta Porterhypotesen. De få studier som finns av sambandet mellan miljöregleringar och investeringar visar på att miljöregleringar påverkar investeringar och moderniseringen av kapitalstocken negativt. Det finns visserligen vissa belägg för att miljöregleringar påverkar innovationer och FoU positivt, men resultaten är dock långt ifrån entydiga. Det måste återigen sägas att ett eventuellt positivt samband mellan miljöregleringar och innovationer (exempelvis mätt som antalet lyckade patent) inte betyder att det finns en Portereffekt. Även i frånvaro av Portereffekten kan företagen väntas försöka undvika eller reducera miljöregleringarnas kostnader, bl.a. genom att investera i ny

teknik. Vad gäller sambandet mellan miljöregleringar och produktivitet utveckling visar de flesta studier på ett negativt eller ej signifikant samband. De studier där sambandet mellan miljöregleringar och finansiellt studeras ger något stöd vare sig för eller emot Porterhypotesen.

Sammanfattningsvis kan man säga att den grundläggande frågan, huruvida Porterhypotesen äger sin giltighet, fortfarande inte besvarats till fullo. Vad man kan säga utifrån genomgången av den teoretiska och empiriska litteraturen är att det inte föreligger något allmänt positivt samband mellan miljöregleringar och konkurrenskraft, men att ett sådant samband kan existera under vissa specifika förutsättningar. Att frågan inte kan besvaras till fullo utifrån den existerande forskningen beror förmodligen på ett flertal faktorer. Den viktigaste är kanske att de studier som existerar inte möjliggör ett formellt test av Porterhypotesen. Ett skäl till detta är att det inte finns någon egentlig konsensus av vad man skall testa för. Ett annat är de mät- och definitionsproblem som föreligger, dels av vad som menas med "konkurrenskraft" och hur man skall mäta detta, dels vad som menas med "miljöregleringar", och hur detta skall mätas.

Intressant att notera är att de flesta studier inte tydligt skilt på olika typer av regleringar, emedan Porter är relativt tydlig att det endast är en viss typ av regleringar som kan neutralisera kostnaderna. En möjlig framgångsväg är därför att försöka särskilja olika typer av regleringar och analysera eventuella skillnader i effekter. I nästa kapitel presenteras ett embryo till ett sådant försök. Sverige är relativt unikt i den meningen att vi relativt tidigt började använda miljöskatter som regleringsinstrument i miljöpolitiken. Koldioxidskatten infördes 1991, och 1993 infördes en differentiering av skatten där vissa industrier fick en lägre skattesats. En intressant frågeställning är därmed om vi kan hitta någon skillnad i utveckling av produktivitet och/eller vinster mellan olika tidsepoker med relativt olika regleringssystem, och mellan olika typer av företag; de som betalar full koldioxidskatt, och de som erhållit en "rabatt".

Den övergripande policy slutsats som kan dras från den teoretiska och empiriska genomgången är att det inte går att visa på en allmän Portereffekt. dvs., att hårdare miljökrav skulle ge en allmän konkurrensförbättring. Det betyder inte att det under specifika omständigheter inte finns företag som upplever en förbättring efter det att politiken genomförts. Det finns s.k. ex-poststudier som visar på sådana fall (Porter and van der Linde, 1995). Men det

betyder inte att politiken kan utgå från dessa specifika fall som observerats ex-post eftersom vi inte ex-ante kan identifiera dessa fall och att de kanske uppstår av andra skäl än miljöregleringar. Miljöpolitiken måste ta sin utgångspunkt från miljöproblemet och de kostnader i form av anpassningar och/eller investeringar som kan bedömas ex-ante. Kostnadsberäkningar som tar sin utgångspunkt i specifika fall under speciella omständigheter kan innebära att miljöpolitiken förlorar sin trovärdighet, vilket i sin tur kan innebära svårigheter med att genomföra viktiga miljöpolitiska åtgärder i framtiden.

5 Svensk tillverkningsindustri, finns det en Portereffekt?

Syftet med detta kapitel är att belysa och analysera utvecklingen i den svenska industrin med avseende på miljöpåverkan, miljöeffektivitet och produktivitet. I kapitlets första del ges en mer övergripande beskrivning och analys som bygger på ett data-material som sträcker sig över i stort sett hela 1900-talet. Syftet med denna del är att se om man kan hitta långsiktiga mönster kring sambandet mellan miljöregleringar, miljöpåverkan, och produktivitet. Det bör här betonas att analysen i kapitlets första del är explorativ till sin karaktär. Det finns dock ett flertal motiv med att presentera en långsiktig analys av detta slag. Huvudmotiven är för det första att en sådan långsiktig analys ger ett bra perspektiv på utvecklingen i Sverige. För det andra finns det skäl att tro att om det ligger något i Porterhypotesen bör det avläsas i den typ av strukturering av data som görs.

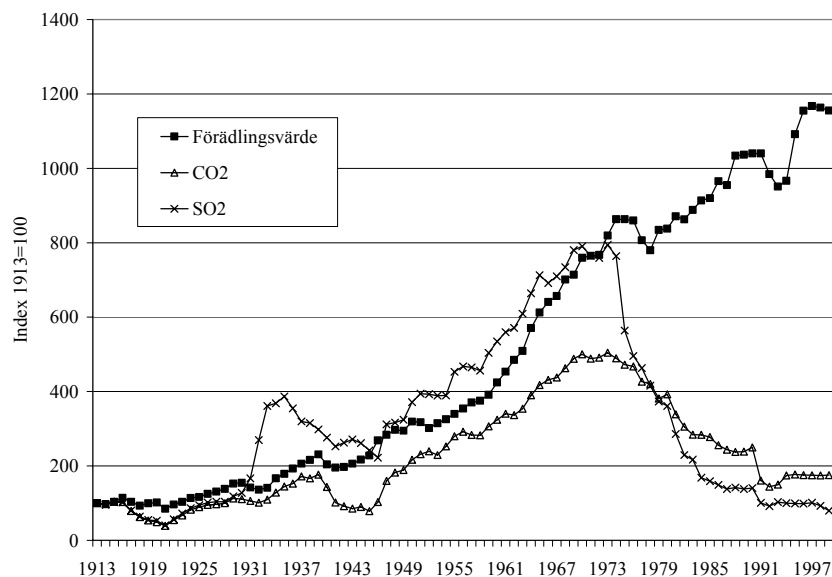
I den andra delen av kapitlet ges en mer specifik, kortsiktig och detaljerad analys av sambandet mellan miljöregleringar, produktivitet, och vinst. Datamaterialet i den senare delen är på anläggningsnivå för svensk tillverkningsindustri och täcker perioden 1991–2004. Mer specifikt är syftet i den andra delen att undersöka effekten på teknisk utveckling, produktivitet, och vinster av den svenska koldioxidskatten. Man kan med fog påstå att den svenska koldioxidskatten, som introducerades 1991, har de egenskaper som Porter efterlyser. Den är ”resultatbaserad” och inte ”metodbaserad”, och ger incitament till teknisk utveckling. Med andra ord är den svenska koldioxidskatten en bra fallstudie av Porterhypotesen. Analysen i den andra delen bygger på en modell där företagets produktivitet tillåts bero på miljöpolitiken via förändringar i teknisk utveckling. Även om modellen utgår från antagandet att företagen vinstmaximerar, och därmed är effektiva, kan man tolka ev. förändringar av produktiviteten som en

effektivitetsförbättring. Detta eftersom en produktivitetsförbättring de facto innebär att produktionen kan öka utan att man ökar användningen av insatsfaktorer. Däremot kan modellen inte användas till att testa hypotesen om man faktiskt befinner sig på produktionsfronten eller inte eftersom ev. produktivitetsförändringar endast är en följd av att produktionsfronten förflyttas.

5.1 Produktivitet och miljöeffektivitet i svensk industri i ett långt tidsperspektiv

Sett över en 100-årsperiod har det naturligtvis skett dramatiska förändringar i den svenska ekonomin, vilket diskuterades i kapitel 3. Sverige har gått från ett fattigt jordbrukssamhälle till ett rikt och högt utvecklat industrisamhälle. Den industriella och ekonomiska utvecklingen har dock inte skett utan kostnader. En följd av industrialiseringen har varit en icke obetydlig negativ miljöpåverkan. Figur 5.1 sammanfattar väsentligen utvecklingen. Som figur 5.1 visar har industrins förädlingsvärde ökat med närmare en faktor 12 sedan 1913. Utsläppen av svavel (SO_2) och koldioxid (CO_2) följde ungefär samma utveckling fram till början av 1970-talet. Efter det har det skett ett tydligt brott i sambandet mellan den industriella utvecklingen och utsläpp av svavel och koldioxid. Det kan vara värt att notera att utsläppen av både svavel och koldioxid nu är på ungefär samma nivå som 1913, trots att industrin bidrar med nära 12 gånger mer till BNP. Med andra ord har miljöeffektiviteten ökat dramatiskt sett över hela tidsperioden.

Figur 5.1 Förädlingsvärde (fast pris) och utsläpp av CO₂ och SO₂ 1913–1999. Index, 1913=100.



Källa: Balk, m.fl. (2006).

Går man in och tittar på en något mer disaggregerad nivå finner man i stort sett samma mönster som för industrin i helhet av sambandet mellan förädlingsvärde och utsläpp av koldioxid och svavel. Däremot kan man naturligtvis se stora förändringar över tiden av enskilda branschers bidrag till industrins förädlingsvärde.

Från tabell 5.1 kan man se att industristrukturen var relativt stabil fram till andra världskrigets slut. Verkstadsindustrin svarade för cirka 23 % av det totala förädlingsvärdet medan exempelvis den kemiska industrin stod för endast 1 % av industrins förädlingsvärde. Efter 1945 har det dock skett en relativt kraftig struktur-omvandling. Metall- och verkstadsindustrin och den kemiska industrins andelar av förädlingsvärdet har ökat kraftigt på bekostnad av i stort sett alla andra branscher förutom massa- och pappersindustrin. Här kan det vara intressant att notera att de branscher som expanderat är de som förknippas med relativt stor miljöpåverkan och är stora energiförbrukare. En återblick i figur 5.1 visar dock inte på någon synbar skillnad i sambandet mellan utsläpp och förädlingsvärde för perioderna 1913–1945 och

1945–1974. Däremot kan man se att den mest expansiva perioden för den kemiska industrin och massa och papper är den period när utsläppen minskar kraftigt, dvs., från 1970 och framåt. En starkt bidragande orsak till detta är att det är under denna tid som kärnkraftsutbyggnaden sker.

Tabell 5.1 Industrins förädlingsvärde uppdelat på olika branscher och olika tidsperioder. Procentuella andelar.

	1913–1938	1939–1945	1946–1969	1970–1988	1989–1999
(1) Metall- och verkstadsindustri	23	23	43	52	50
(2) Jord- och stenvaruindustri	7	6	7	5	3
(3) Trävaruindustri	19	18	11	10	07
(4) Massa- och pappersindustri	11	11	11	13	16
(5) Livsmedelsindustri	25	25	14	10	10
(6) Textilindustri	12	12	08	3	1
(7) Läder- och gummiindustri	2	2	2	1	1
(8) Kemisk industri	1	1	3	6	11

I tabell 5.2 redovisas produktivitetsutvecklingen i de olika branscherna och för industrin som helhet, samt två mått på ”miljöeffektivitet”. Produktivitetsutvecklingen är beräknad som förändringen i ”total faktorproduktivitet” (TFP). TFP-utvecklingen mäter här den procentuella förändringen av förädlingsvärdet minus den vägda summan av den procentuella förändringen av insatsen av arbete och kapital. Vikterna som används i denna beräkning är löne- respektive kapitalandelen av förädlingsvärdet.¹ Ett positivt värde på förändringen av TFP från en period till en annan betyder att förädlingsvärdet har ökat procentuellt mer än den vägda summan av insatsfaktorer; insatsfaktorerna har blivit ”effektiva”, vi har haft en teknisk utveckling. Miljöeffektiviteten redovisas som förändringar i koldioxid- respektive svaveldioxidutsläpp. Dels som förändringen av antalet enheter utsläpp, dels som

¹ TFP måttet härleds från en så kallad neoklassisk tillväxtmodell som går tillbaka till Solow (1957). Under de antaganden som görs i denna modell speglar förändringen i TFP den ”tekniska utvecklingen”. TFP svarar på frågan om hur mycket vi kan producera i period 2 givet att vi använder lika mycket arbete och kapital som i period 1. Det ”operativa” TFP mått som beräknats här är ett så kallat Törnqvistindex (se exempelvis Chambers (1988)).

förändringen i utsläpp per enhet förädlingsvärde. Framförallt det senare kan ses som ett partiellt mått på miljöproduktivitet.

Här har valts att dela upp perioden 1913–1999 i fem delperioder och redovisa medelvärdet för respektive delperiod. Den första delperioden är förkrigsperioden, 1913–1938. Som vi kan se från Tabell 5.2 hade vi under denna period en årlig produktivitetsökning på knappt 1,3 % för industrin som helhet. Samtidigt ser vi att både utsläppen av koldioxid och svaveldioxid ökade, såväl i absoluta tal som per enhet förädlingsvärde. Bryter vi ner siffrorna på bransch-nivå finner vi inga dramatiska skillnader. Samtliga branscher uppvisar en positiv förändring av TFP, men också ökade utsläpp såväl i absoluta tal som per enhet förädlingsvärde. Undantaget är den kemiska industrin och metall & verkstadsindustrin som uppvisar vad man skulle kunna kalla för ökad miljöproduktivitet (en negativ förändring av utsläpp per enhet förädlingsvärde).

Krigsperioden 1939–1945 uppvisar en genomsnittlig negativ produktivitetsutveckling i samtliga branscher. Kopplat till detta kan vi också observera att utsläppen minskade kraftigt under perioden. Perioden 1939–1945 kan ses som en påtvingad energiomställning där tillförseln av framförallt fossila bränslen ströps och till stor del ersattes av inhemska bränslen, framförallt skogsbränslen. Omställningen avspeglas tydligt i de minskade koldioxid- och svavelutsläppen. Värt att notera är att omställningen även tycks ha medfört en relativt kraftig försämring av produktiviteten. Efter 1945 kan vi se en dramatisk förändring i produktivitetsutvecklingen. Perioden 1946–1969 ligger den årliga produktivitetsökningen på i genomsnitt knappt 3,4 %. Ser vi på bransch-nivå är det endast massa- och pappersindustrin (4) och livsmedelsindustrin (5) som sackar efter något med produktivitetstillväxt kring och under 2 %. Samtidigt ser vi att utsläppen ökar kraftigt under perioden. För industrin som helhet ökar utsläppen av koldioxid med nära 10 % årligen, och motsvarande siffra för svaveldioxid är cirka 8,5 %.

Perioden 1970–1988 särskiljer sig från föregående perioder dels med avseende på TFP som generellt är lägre för denna period, men framförallt vad gäller förändringen av utsläpp. Som framgår av tabell 5.2 minskar samtliga utsläpp under perioden, såväl i absoluta tal som i relation till förädlingsvärde. Med andra ord har vi en kraftig ökning av miljöeffektiviteten under perioden. Mönstret är i stort detsamma för samtliga branscher. Det finns naturligtvis många förklaringar till utvecklingen under perioden, men två

huvudförklaringar är utbyggnaden av kärnkraften och den ökade användningen av biobränslen.

Perioden 1989–1999, miljöskatteperioden, karakteriseras av en ”spretig” utveckling. Vissa branscher uppvisar en kraftig produktivitetsökning, medan andra har en svag, eller till och med negativ, produktivitet utveckling. De branscher som haft starkast produktivitet utveckling 1989–1999 är jord- och stenindustrin, livsmedelsindustrin, textilindustrin samt läder och gummiindustrin.

Perioden 1989–1999 är speciell i så måtto att såväl svavelskatten som koldioxidskatten introducerades under perioden. Koldioxidskatten, som infördes den 1 januari 1991, var en del i den stora skattereformen 1990–91. Man kan säga att 90/91 års skattereform var den första gröna skatteväxlingen där skatteuttaget på energi ökade med 18 miljarder kronor. Vid introduktionen 1991 sattes skatten på koldioxid till 25 öre/kg, vilket till viss del kompensades med en allmän sänkning av energiskatten med 50 %. Sammantaget innebar detta dock en tydlig skärpning av beskattningen av fossila bränslen. Jord- och stenindustrin är en av de mest fossilberoende branscherna, medan textil, livsmedel och läder och gummi är de minst beroende. Svavelskatten infördes samma år och uppgick till 30 kr per kg svavel i bränslen. Under senare delen av 1970-talet och framåt har den energiskattebelastning som träffat industrin mildrats med olika typer av nedsättningar för energiintensiv industri. Efter 1991 fördubblades dessa nedsättningar, vilket föranledde en allmän nedsättning av energi- och koldioxidskatten 1993. Den allmänna nedsättningen som infördes 1993 innebar att energiskatten för industrin helt togs bort och att koldioxidskatten reducerades till 25 % av den allmänna nivån. Sammantaget innebar förändringarna från 1991 och framåt att energibeskattningen av industrin i allmänhet skärptes kraftigt under första hälften av 1990-talet, men mildrades till i stora drag den nivå som gällde innan skattereformen under andra hälften av 1990-talet. Intressant att notera är att jord- och stenindustrin drabbades i mycket liten utsträckning av energiskattehöjningarna från och med 1991. Företagen i denna bransch föll i mycket stor utsträckning under de gällande nedsättningsreglerna, vilket i praktiken inte betydde någon skatteskarvning för dessa.

Det är i skenet av denna förda politik det är intressant att just jord- och stenindustrin uppvisar en så positiv produktivitet utveckling. I förstone kan man tro att branschen i och med 1991 års reform utsattes för hårdare miljökrav. I praktiken var det

knappast så i och med de särskilda nedsättningsreglerna som i stort neutraliserade skattehöjningen. Med andra ord är det svårt att förklara produktivitetsökningen i denna industri med hårdare koldioxidbeskattning.

Ser man på miljöproduktiviteten under 1989–1999 finner man även här stora skillnader mellan olika branscher. För industrin som helhet ökade miljöeffektiviteten med i genomsnitt knappt 1 % per år för koldioxid och cirka 3,4 % för svaveldioxid. Något entydigt samband mellan miljöproduktivitet och TFP *på branschnivå* är svårt att se, även om det för de flesta branscher tycks vara så att branscher med positiv produktivitetsutveckling även har blivit miljöeffektivare.

Tabell 5.2. Produktivitetsutveckling och miljöeffektivitetsutveckling i svensk tillverkningsindustri 1913–1999. Årlig procentuella förändring.

	Metall och verkstad	Jord och stenvaru	Trävaru	Massa och papper	Livs- medel	Textil	Läder och gummi	Kemisk	Industrin ^a
1913–1938									
TFP	1,60	2,01	0,31	0,05	1,86	1,69	0,39	1,43	1,26
CO ₂	3,76	4,57	17,88	5,83	17,08	3,46	3,71	3,32	5,15
CO ₂ FV	-1,62	0,05	15,86	0,77	14,13	0,37	1,66	-2,13	3,63
SO ₂	14,00	4,59	17,66	6,41	17,08	3,49	3,69	3,39	10,28
SO ₂ FV	10,7	0,07	15,58	1,06	14,13	0,39	1,65	-2,06	5,19
1939–1945									
TFP	-7,01	-2,51	-0,34	-1,16	-1,59	-1,26	1,47	-3,2	-2,55
CO ₂	-7,79	-3,7	-30,42	-27,09	-11,82	-20,57	6,62	-5,32	-8,36
CO ₂ FV	-6,20	-7,66	-31,72	-28,00	-25,8	-22,87	-3,47	-10,32	-17,00
SO ₂	2,11	-3,75	-30,38	-13,29	17,08	-20,75	6,98	-5,23	0,17
SO ₂ FV	10,7	-7,72	-31,72	-15,77	-13,99	-23,05	-3,24	-10,3	-11,88
1946–1969									
TFP	4,47	3,30	3,55	2,05	1,25	2,99	3,48	3,34	3,39
CO ₂	8,89	5,79	94,99	25,70	6,45	15,98	7,54	8,99	9,60
CO ₂ FV	0,87	1,47	74,98	16,93	4,55	13,63	2,98	1,15	14,57
SO ₂	2,39	6,74	110,48	16,26	7,70	18,41	8,89	10,15	8,43
SO ₂ FV	-4,68	2,34	87,24	10,08	5,81	16,01	4,24	2,21	15,41
1970–1988									
TFP	1,63	1,04	0,22	2,14	0,29	1,29	-0,43	3,83	1,49
CO ₂	-1,51	-3,8	-2,43	-6,03	-2,03	-7,18	-9,77	-4,39	-3,28
CO ₂ FV	-3,56	-3,00	-2,93	-9,11	-2,08	-3,14	-7,5	-9,57	-5,11
SO ₂	-7,06	-9,07	-6,41	-6,35	-6,42	-11,05	-12,27	-9,15	-7,54
SO ₂ FV	-9,01	-8,29	-7,08	-9,88	-6,62	-7,16	-10,1	-14,29	-9,05
1989–1999									
TFP	0,69	4,94	-0,71	-0,28	2,20	3,58	3,36	-3,10	0,32
CO ₂	-5,06	-1,60	-0,65	3,01	0,02	-3,15	-6,61	6,52	-0,86
CO ₂ FV	-6,00	1,92	-0,24	2,43	-1,64	0,39	-6,42	2,05	-0,94
SO ₂	6,68	-5,76	-0,2	-2,31	-1,78	-1,30	-9,81	-0,08	-3,69
SO ₂ FV	-7,46	-2,27	0,27	-2,61	-3,49	2,12	-9,57	-4,36	-3,42

^a Vägt genomsnitt för samtliga branscher, där vikterna är resp. bransch andel av det totala förädlingsvärdet

TFP = förändring av total faktorproduktivitet, årligt genomsnitt för respektive period.

CO₂ = förändring av koldioxidutsläpp, årligt genomsnitt för respektive period.

CO₂FV = förändring av koldioxidutsläpp per enhet förädlingsvärde, årligt genomsnitt för respektive period.

SO₂ = förändring av svaveldioxidutsläpp, årligt genomsnitt för respektive period.

SO₂FV = förändring av svaveldioxidutsläpp per enhet förädlingsvärde, årligt genomsnitt för respektive period.

Sammantaget visar produktivitetsutvecklingen och miljöeffektivitetsutvecklingen på branschnivå och i hela industrin ett negativt samband fram till 1970; en positiv produktivitetsutveckling följs av lägre miljöeffektivitet. Efter 1970 tycks dock detta mönster brytas då vi kan se en positiv produktivitetsutveckling, men även ökad

miljöeffektivitet. En intressant fråga är naturligtvis om den förbättrade miljöeffektiviteten är en konsekvens av regleringar och om detta i sin tur har påverkat produktivitetens utvecklingen positivt.

I nästa avsnitt är avsikten att undersöka om det finns något samband mellan ”miljöregleringar” och produktivitet. Den metod som används är en relativt enkel regressionsanalys där förändringen i TFP specificeras som en linjär funktion av vilken tidsperiod man befinner sig i samt ett approximativt mått på (potentiell) miljöreglering.

5.2 Miljöregleringars effekter på produktivitet i svensk industri

Avsikten med detta avsnitt är att göra en något fördjupad analys av produktivitetens utvecklingen. Detta genom att undersöka om produktivitetens utvecklingen som redovisats ovan helt eller delvis kan förklaras av miljöregleringarnas utveckling. Som redan nämnts finns inte något direkt mått på miljöregleringar, i vart fall inte uppdelat på branschnivå och över tiden. För att komma runt problemet har här skapats ett regleringsmått, eller regleringsindex, som i bästa fall mäter det potentiella regleringstrycket i de olika branscherna. Det regleringsindex som beräknats bygger på observerade förändringar av utsläppen, och att de observerade utsläppen inte överstiger den utsläppsnivå som skulle resultera från en fullständigt oreglerad situation.² Den ”oreglerade”, eller för företaget önskvärda, utsläppsnivån ett givet år, definieras vi här som den högsta utsläppsnivån under en femårsperiod. För att bestämma önskvärda, eller oreglerade, utsläpp i nästkommande period flyttar vi fram femårsperioden ett år, osv. Vidare antar vi att de observerade utsläppen ett givet år är negativt korrelerade med de miljökrav som ställs. Dvs., blir miljöregleringen hårdare från ett år till ett annat så kommer det att avspeglas i förändringar av utsläppen, i vart fall i genomsnitt. Det regleringsindex som används kan nu skrivas som:

² Regleringsindexet är en modifierad variant av det regleringsindex som presenteras i Gollop och Roberts (1983).

$$R_t = \frac{z_t^* - z_t}{z_t^*}$$

där z^* är den önskvärda utsläppsnivån, och z den observerade utsläppsnivån i samma period. Eftersom z^* per definition alltid är minst lika stort som z kommer R att ligga mellan 0 och 1. Ett värde på R lika med 0 betyder att faktiska utsläpp är lika med det ”önskvärda” och att det därmed inte finns något regleringstryck. När z , faktiska utsläpp, går mot noll, går R mot 1, vilket betyder att regleringstrycket ökat.

TVå olika regleringsindex, R , beräknas för såväl koldioxid som svaveldioxid. Det första baseras på absolut utsläppsnivå, medan den andra baseras på utsläpp per enhet förädlingsvärde. Det senare är sannolikt ett bättre mått på regleringstryck eftersom den absoluta nivån beror på en mängd andra faktorer, som exempelvis konjunkturläget. Det andra måttet bör i princip vara oberoende av kortsiktiga fluktuationer i efterfrågan och andra konjunkturfenomen. Naturligtvis är det stora problem behäftade med det beräknade regleringsindexet, speciellt när analysen avser en så lång tidsperiod. Utsläpp av koldioxid och svaveldioxid har inte förknippats med några stora miljöproblem förrän de senaste 30–40 åren. Det betyder att ett högt värde på R längre tillbaka i tiden knappast kan tolkas som att regleringstrycket var hårt. För att till viss del kontrollera för detta i analysen låter vi det potentiella regleringsindexet interagera med tiden. Det betyder att vi antar att effekten av R på TFP i en viss tidsperiod tillåts bero på i vilken tidsperiod man befinner sig i. Förutom regleringsvariabeln tillåter vi, i regressionsmodellen, också att produktivitetsutvecklingen skiljer sig åt i olika tidsperioder. Dessutom kontrolleras för den eventuella effekt kärnkraftsutbyggnaden haft på produktivitetsutvecklingen. En fullständig redovisning av beräkningarna av R och av den regressionsmodell som använts ges i appendix 1.

I tabell 5.3 redovisas regressionsresultaten från den modell där regleringsindexet, R , baseras på utsläpp per enhet förädlingsvärde av koldioxid. I appendix 1 redovisas resultaten från ett antal alternativa modeller. Som framgår av resultaten i appendix 1 är det inga fundamentala skillnader i resultat beroende på modellval.

Tabell 5.3 Resultat från regressionsanalys av förändring i total faktorproduktivitet. t-värden inom parentes

	Metall och verkstad	Jord och stenvaru	Trävaru	Massa och papper	Livs- medel	Textil	Läder och gummi	Kemisk
C	2,32 (1,41)	-0,70 (-0,39)	-0,34 (-0,12)	0,05 (0,02)	-0,80 (-0,69)	0,87 (0,48)	-1,57 (-0,81)	-1,81 (-0,67)
39-45	-7,72* (-2,07)	-7,18 (-1,69)	-7,75 (-1,48)	-3,16 (-0,52)	-4,93 (-1,84)	-3,46 (-0,76)	4,24 (1,02)	-4,24 (-0,76)
46-69	-0,71 (-0,30)	2,23 (0,90)	-0,85 (-0,19)	-0,94 (-0,23)	0,09 (0,05)	2,78 (1,06)	4,78 (1,67)	3,80 (0,94)
70-88	-1,16 (-0,49)	1,29 (0,50)	0,82 (0,23)	2,21 (0,53)	0,57 (0,32)	0,17 (0,06)	0,76 (0,28)	6,57 (1,74)
89-99	-2,01 (-0,64)	6,98 (1,59)	-0,38 (-0,09)	1,37 (0,21)	1,11 (0,39)	2,68 (0,83)	0,10 (0,02)	-5,64 (-1,11)
R	-11,19 (-0,88)	30,02 (1,98)	0,72 (0,13)	4,53 (0,25)	20,56* (4,55)	10,24 (0,71)	19,36 (1,61)	53,57 (1,61)
R39-45	-9,33 (-0,30)	8,49 (0,33)	15,97 (1,78)	1,39 (0,06)	1,26 (0,13)	-6,69 (-0,40)	-25,37 (-1,51)	-27,36 (-0,63)
R46-69	64,05* (2,90)	2,25 (0,09)	15,95 (1,31)	26,52 (1,07)	2,06 (0,20)	-16,57 (-0,94)	-17,01 (-0,98)	-40,26 (-1,01)
R70-88	31,32 (0,80)	-17,84 (-0,61)	-5,33 (-0,22)	-8,10 (-0,19)	-10,66 (-0,68)	-4,77 (-0,14)	-1,00 (-0,02)	-81,97 (-1,53)
R89-99	22,52 (0,45)	-38,89 (-1,46)	-0,46 (-0,01)	-15,41 (-0,47)	-0,44 (-0,01)	-9,70 (-0,28)	207,42* (2,92)	-13,88 (-0,32)
R2	0,17	0,09	0,03	0,04	0,26	0,04	0,09	0,04
DW	1,61	1,62	1,98	2,53	1,94	2,47	2,05	1,86
NOBS	86	86	86	86	86	86	86	86

* = statistiskt signifikant skild från noll på 10%-nivån.

^a Se appendix 1 för en beskrivning av modellen och variabeldefinitioner. "39-45", "46-69", osv. är periodspecifika variabler. R är en regleringsspecifik variabel för perioden 1913-1939. "R39-45", "R46-69", osv. är regleringsspecifika variabler för respektive tidsperiod (interaktionsvariabel).

Värdena i raderna 2 till 5 anger i princip den periodspecifika effekten på produktiviteten i resp. sektor. De värden som i detta sammanhang är intressanta är de som återfinns under det heldragna strecket, raderna 6-10, då de anger effekten på produktivitet av det regleringsindex som använts, kontrollerat för periodspecifika skillnader i produktivitet. De anger hur produktiviteten ändras (procent) av en liten förändring av regleringsindexet i respektive tidsperiod. Av specifikt intresse är raderna 9 och 10 som anger

effekterna de två senaste perioderna, eftersom det är först under dessa perioder som miljön fått en något mer framträdande roll.

Resultaten i tabell 5.3 visar på väldigt få statistiskt signifikanta samband (lågt t-värde) mellan produktivitet och den regleringsvariabel som använts. I metall och verkstadsindustrin hittar man ett signifikant positivt samband för perioden direkt efter andra världskriget. Men detta visar nog problemet med det regleringsindex som använts snarare än att det skulle finnas något faktiskt samband med tanke på att miljön inte hade någon framträdande roll under en stor del av denna period. Kanske speglar det den allmänt kraftiga produktivetsökning som skedde under perioden. Jord- och stenindustrin visar också upp ett positivt samband mellan produktivitet och regleringsvariabeln. Dock finns inga signifikanta skillnader mellan tidsperioderna, vilket då skulle motsäga att vi kan tolka det som ett samband mellan faktiska regleringar och produktivitet. Värt att notera kanske är att det för läder och gummiindustrin den sista perioden finns ett positivt signifikant samband mellan regleringsmättet och produktivitet.

I tabell 5.4 redovisas resultaten från en alternativ ansats där de senare perioderna 1970–1999 analyseras separat. Här har en ”panel-dataansats” valt, vilket betyder att data ”poolats” ihop, men där vi tillåter sektorsspecifika effekter.

Tabell 5.4 Resultat från regressionsanalys av förändring i total faktorproduktivitet perioderna 1970–1999 och 1989–1999. t-värden inom parentes.

	Modell 1 1970-1999	Modell 2 1970-1999	Modell 1 1989-1999	Modell 2 1989-1999
C	0,90 (0,66)	0,57 (0,54)	0,12 (0,04)	-0,27 (-0,13)
Jord och sten	0,59 (0,30)	1,46 (0,99)	5,63 (1,23)	5,03 (1,74)
Trävaru	-0,80 (-0,40)	-1,23 (-0,83)	-0,46 (-0,12)	-0,88 (-0,30)
Massa och papper	1,33 (0,68)	-0,51 (-0,34)	1,06 (0,24)	-0,17 (-0,06)
Livsmedel	-0,99 (-0,49)	0,15 (0,10)	0,38 (0,08)	1,96 (0,66)
Textil	1,07 (0,56)	0,81 (0,55)	3,43 (1,00)	3,66 (1,27)
Läder och gummi	-1,72 (-0,91)	-0,98 (-0,63)	-1,97 (-0,57)	-0,73 (-0,23)
Kemisk	0,50 (0,26)	-0,66 (-0,44)	-7,50 (-1,96)	-2,40 (-0,83)
R	15,26 (0,56)	-0,16 (-2,07)	13,33 (0,28)	-0,17 (-1,44)
R_Jord och sten	-4,06 (-0,13)	-5,36 (-0,37)	-22,86 (-0,44)	-11,32 (-0,55)
R_Trävaru	-18,48 (-0,59)	-10,94 (-0,87)	-13,05 (-0,23)	-12,19 (-0,57)
R_Massa och papper	-27,34 (-0,93)	-7,27 (-0,69)	-24,02 (-0,47)	15,45 (0,79)
R_Livsmedel	-0,00 (-0,00)	6,76 (0,60)	6,14 (0,10)	6,16 (0,33)
R_Textil	-13,35 (-0,41)	-16,52 (-1,27)	-13,13 (-0,25)	-16,35 (-0,82)
R_Läder och gummi	64,56 (1,55)	-0,54 (-0,05)	218,49 (2,80)	-30,52 (-1,55)
R_Kemisk	-13,37 (-0,44)	-11,42 (-1,12)	26,73 (0,52)	10,30 (0,65)
R2	0,02	0,20	0,14	0,18
DW	2,20	1,66	1,40	1,29
NOBS	240	240	88	88

Modell (1): $R = (z^* - z) / z^*$.

Modell (2): $R = (CO_2(t) - CO_2(t-1)) / CO_2(t-1)$.

Av specifikt intresse är raderna för "R", "R_Jord och sten" – "R_Kemisk", vilka visar effekterna på respektive bransch av regleringsmättet för respektive bransch. Regleringsmättet i modell (1), kolumnerna ett och tre, är det som diskuterats ovan, medan regleringsmättet i modell (2), kolumnerna två och fyra är förändringen av utsläppen (per enhet förädlingsvärde) från föregående period. Tolkningen av det senare måttet är att en minskning av utsläppen från en period till en annan avspeglar hårdare miljökrav.

Från tabell 5.4 ser vi att inte heller i denna specifikation kan man finna något specifikt mönster mellan produktivitet och miljöregleringar. Den enda egentliga signifikanta resultatet är ett negativt samband mellan produktivitet och förändringen i utsläpp (modell (2) 70–99), men att effekten inte skiljer sig åt mellan olika branscher. Med andra ord tycks det finnas ett allmänt statistiskt samband som säger att minskade utsläpp är kopplade till ökad produktivitet. Huruvida detta kan tas till intäkt för Porterhypotesen kan diskuteras eftersom vi inte kan hitta någon liknande effekt i den allra senaste perioden (sista kolumnen, modell (2) 89–99). En möjlig förklaring är att effekten är en följd av ökat utsläppsfritt utbud av elektricitet (kärnkraft). Den sista perioden är den period där miljöskatter fått störst genomslag, och en eventuell Portereffekt bör ha syntts mest tydligt i denna sista period.

Sammantaget visar denna enkla explorativa regressionsanalys inte på några speciella mönster som talar för eller mot Porterhypotesen. Finns det något samband bör det ha framträtt framförallt de senaste perioderna. Huruvida det verkligen inte finns något mönster mellan produktivitet och miljöregleringar är dock fortfarande en öppen fråga. Det kan mycket väl vara så, eller kanske till och med troligen så, att de regleringsmått som använts inte korrekt reflekterar styrkan i miljöregleringarna.

En någorlunda robust slutsats tillsvidare skulle kunna vara att produktivitetens utvecklingen till stor del drivs av andra faktorer än miljöregleringar, och att eventuella effekter av miljöregleringar försvinner i det allmänna bruset. Marklund (2003) genomförde en likartad analys av den svenska massa- och pappersindustrin (baserad på anläggningsdata och faktiska miljöregleringar för åren 1983–1990). Marklunds studie visar inte heller den på några signifikanta resultat, dvs. han finner inget stöd vare sig för eller emot Porterhypotesen.

5.3 Miljöregleringar, vinster och teknisk utveckling i svensk tillverkningsindustri.

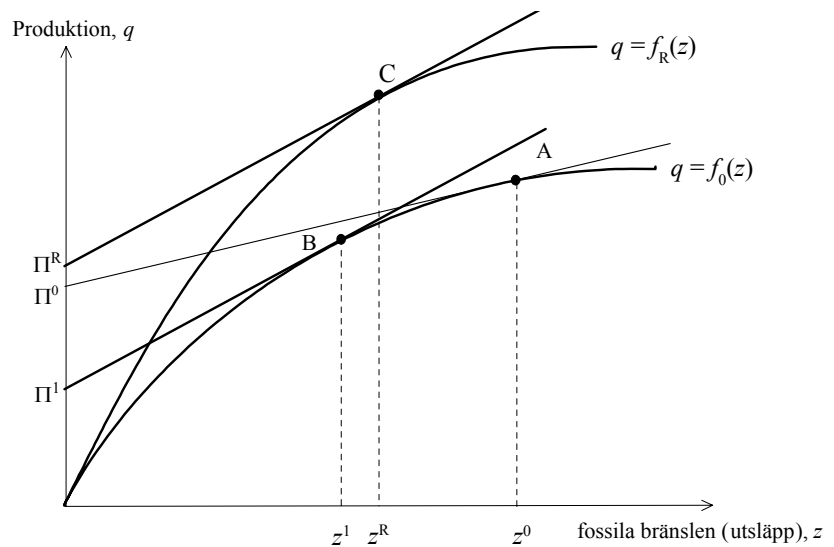
Syftet med detta avsnitt är att fördjupa analysen av effekterna av miljöregleringar på teknisk utveckling, vinster och produktion. Som nämnts tidigare är Sverige ett av de få länder som har explicita skatter på svaveldioxid och koldioxid. Vidare, som nämnts många gånger i denna rapport, bygger Porter sin hypotes på att miljöregleringar skall vara av "rätt sort". Grovt uttryckt ska de vara av den typ som vanligtvis förespråkas i den miljöekonomiska litteraturen. Exempel på "rätt sort" är miljöskatter. Miljöskatter riktar inte in sig på någon speciell åtgärd, och dessutom ger de tydliga incitament till förnyelse och teknisk utveckling. Därmed kan man säga att den svenska miljöpolitiken utgör en bra fall-studie. I föregående avsnitt fann vi inga tydliga samband mellan produktivitetens utveckling och miljöregleringar. Ej heller kunde vi konstatera någon tydlig skillnad mellan olika tidsepoker, vilket man kanske skulle förvänta sig ifall det inte finns en betydande Portereffekt, dvs. positivt samband mellan regleringar och produktivitet. Som diskuterades ovan kan det finnas många andra skäl till att vi inte hittar något mönster. En möjlig orsak är definitions- och mätproblem, vad gäller produktivitet och miljöregleringar. Man kan säga att den modell som användes inte är någon kausal, eller strukturell, modell i den meningen att den anger ett direkt orsakssamband mellan produktivitet och regleringar. Modellen ska snarare ses som en reducerad form avsedd att fånga effekter på produktivitet oavsett vilka mekanismer dessa går via.

I detta avsnitt studerar vi i grunden samma fråga med hjälp av en mer direkt, eller kausal, förklaringsmodell. Vi tänker oss här att miljöskatter kan ha två typer av effekter. En direkt effekt i det att insatsfaktorer i produktionen blir dyrare, dvs. kostnaden stiger som en följd av koldioxidskatten. Detta får återverkningar på hur mycket företagen önskar producera och hur mycket, och vilka, insatsfaktorer man skall använda. I slutändan påverkas förstas vinsten, negativt i detta fall. Stannar vi här har vi en traditionell modell i syfte att beskriva effekterna av miljöskatter. Man kan också säga att denna beskrivning är "statisk" i den meningen att koldioxidskatten endast förändrar relativpriserna, men att i stort sett inget annat sker. Vad vi gör här är att vi tillåter att koldioxidskatten kan ha en effekt till, en indirekt effekt om man så vill. Koldioxidskatten kanske "signalerar" en mer långsiktig förändring,

vilket får företagen att satsa mer på miljöinvesteringar. Detta kanske tränger undan andra investeringar med ytterligare kostnader som följd. Eller som Porter tror får detta till effekt att företagen blir varse ineffektiviteter av olika slag, vilket höjer produktiviteten och i slutändan vinsterna.

En illustration bakom den grundläggande idén i modellen ges i figur 5.2.

Figur 5.2 Effekt på teknisk utveckling, vinst och produktion av en skatt på koldioxid



I utgångsläget antas företaget använda teknologi f_0 , och producerar därmed i punkt A. Givet relativpriset på fossila bränslen (koldioxid) i utgångsläget, som illustreras av lutningen på linjen Π^0 , kommer företaget att välja punkt A. Ett högre pris på fossila bränslen, som en följd av en skatthöjning, innebär att relativprislinjen vrids uppåt (blir brantare, vilket får till följd att man minskar användningen av fossila bränslen (släpper ut mindre koldioxid), och därmed producerar mindre med lägre vinst som följd (Π^1). Vinstförlusten, $\Pi^1 - \Pi^0$, är den vanliga effekten (skattens pris-effekt) av en prishöjning som inte ens Porter motsäger. I den modell vi använder här tillåter vi dock en Portereffekt, vilket illustreras av skiftet uppåt av produktionsfunktionen, från f_0 till f_R . Det betyder att man kan producera mer med samma resursinsats.

Givet det nya relativpriset och att prishöjningen lett till detta skift väljer företaget att producera i punkten C, vilket ger vinsten Π^R som är högre än vinsten i utgångsläget. Den modell vi specificerar här syftar till att skatta skillnaden mellan Π^R och Π^0 .

Sammantaget kan man säga att den modell vi använder här är en relativt traditionell modell, men där vi tillåter teknisk utveckling att bero på miljöpolitiken, i detta fall miljöskatten. Vi tänker oss här att miljöskatten har "signaleffekter", eller som Porter skulle ha uttryckt det "omvandlingseffekter". Modellen, som beskrivs i detalj i appendix 2, bygger på anläggningsdata för svensk tillverkningsindustri mellan åren 1991–2004. De data vi har är input/output data, priser för insatsfaktorer, utsläppsdata och inte minst effektiva miljöskatter, dvs. den koldioxidskatt som varje företag faktiskt har betalat.

Modellen tillåter oss därmed att dela upp effekten av en skattehöjning i olika komponenter: Den vanliga priseffekten, benämns här "skattens priseffekt") som säger hur företaget (branschen) anpassar sin efterfrågan och sitt utbud, och hur det i sin tur påverkar vinsten. Den teknologidrivna effekten (benämns här "skattens produktivitetseffekt") som säger hur produktiviteten, förändras av en skattehöjning och hur detta sin tur påverkar vinsten. De två effekterna tillsammans avgör den totala effekten. Normalt innebär en skattehöjning högre kostnader, dvs. den skattens priseffekt är negativ. Det betyder att för att Portereffekten ska finnas måste den indirekta, eller skattens produktivitetseffekt, vara positiv.

Det bör här påpekas att resultaten skall tolkas med stor försiktighet, av många skäl. Ett uppenbart skäl är att den modell som används bygger på ett antal antaganden som inte nödvändigtvis är uppfyllda. Detta gäller inte minst de specifika antaganden som görs gällande teknisk utveckling. Vi kan inte utesluta att modellen är felspecificerad och att den tekniska utvecklingen i industrin inte beskrivs på ett korrekt sätt. Dock har ambitionen varit att specifikationen ska vara så generell som möjligt, och att den därmed kan fånga den faktiska utvecklingen. Det datamaterial som använts är mycket rikt och omfattande, men av bl.a. statistiska orsaker har vi varit tvungna att göra antaganden om inte minst företagets teknologi som inte nödvändigtvis korresponderar mot verkligheten fullt ut. Ett sådant antagande är att man inom varje bransch i grunden har samma teknologi. Vi tillåter variation inom varje bransch endast mellan olika storleksklasser på företagen (fyra

olika storleksklasser). Samtidigt vet vi att variationen inom varje bransch kan vara mycket stor och att teknologin kan bero på många andra saker än storlek. Detta påverkar med stor sannolikhet den precision med vilken vi kan uppskatta modellens parametrar. Är den variation vi inte lyckas fånga stor kommer precisionen att försämrans. De parametrar och effekter som uppskattas ska tolkas som genomsnittliga värden för ett genomsnittligt stort företag inom varje bransch. Att den här typen av modell valts som analysinstrument, trots alla brister av såväl teoretisk som empirisk natur, är att den ger oss en möjlighet att på ett relativt konsistent sätt analysera effekter av pris- och skatteförändringar. Något fundamentalt annorlunda alternativ finns inte om vi vill utnyttja den här typen av datamaterial och försöka dra slutsatser från industrins faktiska beteendeförändringar som följd av omvärldsförändringar. Det betyder dock inte att detta är den slutgiltiga modellen. Det finns en rad möjliga modifikationer av modellen som inte testats för här, av bl.a. tidsskäl, och jag ser stora möjligheter till djupare analyser av datamaterialet. En sådan fördjupning som inte gjorts är att ha en mer dynamisk specifikation av den komponent som beskriver teknisk utveckling, exempelvis genom att tillåta att den tekniska utvecklingen från en period till en annan bero explicit på miljöpolitiken i tidigare perioder. Dock tror vi att den specifikation vi använt här till viss del fångar den typen av dynamik eftersom nivån på miljöskatten i en given period inte är oberoende av nivån i tidigare perioder.

I tabell 5.5 redovisas de vanliga priseteffekterna (skattens priseteffekt) i form av priselasticiteter, dvs. hur många procents förändring som sker i användningen av en insatsvara eller i produktionen av varan till följd av en en-procentig förändring av priset på insatsvaran eller varan. De resultat som redovisas i tabell 5.5 är för hela industrin (kan tolkas som ett genomsnitt).

Första raden i tabell 5.5 anger effekten på arbetskraftsefterfrågan av en förändring i någon av priserna i kolumnerna 1–5. Sålunda kan man se att om arbetskraftskostnaden ökar med 10 % så minskar arbetskraftsefterfrågan med 1,4 %. På samma sätt ser vi att om priset på den vara som produceras stiger med 10 % ökar efterfrågan på arbetskraft med 0,3 %. Värt att notera är att elefterfrågan tycks vara den insatsvara som är mest priskänslig. Ökar elpriset med 10% minskar elefterfrågan med 11,1 %.

Som framgår har samtliga egenpriselasticiteter det tecken man kan förvänta sig. Ett högre varupris leder till ökad produktion;

högre pris på en insatsvara leder till minskad användning av samma vara, och lägre produktion.³ En slutsats är därmed att en högre koldioxidskatt implicerar kostnader för svensk industri (i genomsnitt). Frågan blir därmed om högre skatter leder till en process i företagen som ger produktivetsförbättringar som helt eller delvis neutraliserar dessa högre kostnader.

Tabell 5.5 Priselasticiteter för svensk tillverkningsindustri utvärderade vid 2004 års nivå för respektive variabel

	W	R	p_{el}	p_b	p
<i>Arbete</i>	-0,14*	-0,13*	0,11*	0,13*	0,03*
<i>Kapital</i>	-0,18*	-0,44*	0,17*	0,03*	0,43*
<i>El</i>	0,61*	0,64*	-1,11*	-1,45*	1,32*
<i>Bränsle</i>	0,28*	0,05*	-0,59*	-0,61*	0,87*
<i>Produktion</i>	0,00*	-0,04*	-0,03*	-0,05*	0,12*

w = arbetskraftskostnad per timme.

r = kapitalkostnad.

p_{el} = pris på el per MWh.

p_b = pris på bränslen per MWh.

p = varupriset.

* = statistiskt signifikant skild från 0 på 5%-nivån.

I tabell 5.6 redovisas effekten på vinster och produktion för respektive bransch i den energiintensiva delen av svensk industri samt för den del av industrin som vi inte definierat som energiintensiv till följd av förändrad koldioxidskatt. Effekten är uppdelad i den vanliga priseffekten (skattens priseffekt) samt effekten på vinst och produktion via förändringar i teknisk utveckling (skattens produktivitetseffekt). Om den senare effekten är signifikant positiv är tolkningen att en ökad skatt på koldioxid påverkar den totala faktorproduktiviteten positivt. Är denna positiva effekt större än den eventuellt negativa vanliga effekten (skattens pris-effekt) blir tolkningen att det finns någon form av stark Porter-effekt, dvs. kostnaderna neutraliseras mer än fullständigt.

Resultaten i tabell 5.6 är beräknade som ett genomsnitt för perioden 1991–2004 för resp. bransch i den energiintensiva bransch samt för den icke energiintensiva industrin sammantaget.⁴ Den första kolumnen anger skattens pris-effekt då vi bortser från att en

³ I grunden samma resultat erhålls för de enskilda branscherna.

⁴ Modellen och beräkningarna presenteras i detalj i appendix 2.

skatteförändring även kan ha en effekt på teknisk utveckling eller produktivitet. Den andra kolumnen anger skattens produktivitetseffekt, dvs. den renodlade effekten på produktivitet av en skattehöjning. Man kan tolka det senare som ett eventuellt skift i produktionsfunktionen, man kan producera mer (eller mindre) givet samma resursinsats. Den tredje kolumnen anger summan av dessa två effekter, dvs. den totala skatteeffekten. Är den senare negativ betyder det att skatten implicerar en nettokostnad för industrin, och därmed försämrade konkurrenskraft. Är den positiv implicerar det en nettovinst, dvs. en konkurrenskraftsförbättring. Den fjärde och sista kolumnen visar den renodlade skatteeffekten på produktion i form av en elasticitet. Ett negativt värde på den sista innebär att produktionen minskar som en följd av skattens effekt på produktivitet. Ifall en betydande Portereffekt existerar borde totaleffekten vara positiv och signifikant. Finns ingen Portereffekt bör totaleffekten vara liten och statistiskt icke-signifikant eller signifikant negativ. Siffrorna som sådana måste tolkas försiktigt då de avser ”små” förändringar av koldioxid-skatten. Vad vi första hand är intresserad av är tecknet på effekten, och huruvida den är statistiskt signifikant skild från noll eller inte. Med uttrycket ”statistiskt signifikant” menas att effekten är statistiskt skild från noll. Det betyder att vi med ”inte statistiskt signifikant” menar att det med en viss given sannolikhet inte finns någon effekt.⁵

Tabell 5.6 visar att skattens priseffekt är negativ i samtliga branscher, vilket kan förväntas eftersom högre pris via högre skatt implicerar en direkt kostnadsökning. Vi ser också att skattens priseffekt är statistiskt signifikant för samtliga branscher i den energięntensiva industrin utom järn- stål- och metallverk. Att den sistnämnda inte är signifikant kan ha många orsaker, men en möjlig orsak är den som diskuterats, att variationen inom branschen är väldigt stor. Ser man till skattens produktivitetseffekt är resultatet blandat i den meningen att vissa energięntensiva branscher visar på en negativ effekt och andra på en positiv effekt. Fem av bransch-

⁵ Det bör även påpekas att den totala effekten bör tolkas försiktigt, speciellt dess precision. Anledningen är att variansen (precisionen) av den totala effekten beror på variansen av både skattens priseffekt och skattens produktivitetseffekt. Om skattens produktivitetseffekt inte är signifikant skild från noll så innebär det i princip att den inte borde ingå när totaleffekten beräknas, totaleffekten blir lika med skattens priseffekt. Här ingår den i beräkningen av totaleffekten vilket kan innebära att den totala effekten inte blir statistiskt signifikant på grund av en relativt stor varians i skattens produktivitetseffekt (som egentligen är noll). I de fall när skattens produktivitetseffekt inte är signifikant skild från noll kan skattens priseffekt i princip även tolkas som totaleffekt.

erna uppvisar en negativ effekt varav fyra är signifikant negativa. Med andra ord kan man inte för dessa branscher, trävaru, massa och papper, jord och sten, samt järn- och stålindustri, förkasta hypotesen att skatten som sådan bidragit till en produktivitetssnedgång under perioden 1991–2004. Även för den kemiska industrin är skattens produktivitetseffekt negativ, men den är inte signifikant skild från noll. Gruvindustrin och plast & gummiindustrin, å andra sidan, visar på att skattens produktivitetseffekt är positiv, dock är det bara effekten i gummi & plastindustrin som är signifikant skild från noll. Därmed kan man dra slutsatsen att en Portereffekt är möjlig i gummi & plastindustrin. Detta är också vad som framgår från den tredje kolumnen där summan av effekterna redovisas. För samtliga branscher utom gummi & plastindustrin är totaleffekten negativ, dvs. totalt sett leder en skattekostnad till lägre vinst i alla branscher utom i gummi & plastindustrin. Det framgår också att den totala effekten på den kemiska industrin visserligen är negativ, men inte statistiskt signifikant skild från noll. Å andra sidan är skattens produktivitetseffekt i den kemiska industrin inte statistiskt signifikant, vilket innebär, som redogjorts för i fotnot 5, att skattens prisetseffekt kan tolkas som en totaleffekt⁶. Därmed kan vi på relativt goda grunder förkasta Porterhypotesen även för den kemiska industrin.

För den icke energiintensiva industrin är skattens prisetseffekt negativ och starkt signifikant. Däremot är skattens produktivitetseffekt inte signifikant skild från noll, vilket betyder att skatten inte har någon inverkan på produktivitet eller teknisk utveckling. Den totala effekten blir därmed negativ, men även signifikant. Resultatet kan sägas vara i linje med slutsatsen från den energiintensiva industrin i den meningen att om det inte finns någon Portereffekt i den energiintensiva industrin borde vi heller inte finna någon i den icke energiintensiva industrin, eftersom omvandlingssignalen för den icke energiintensiva industrin torde vara svagare än i den energiintensiva industrin.

Sammantaget ger resultaten i tabell 5.6 inget stöd för Porterhypotesen. I fyra av åtta relativt energiintensiva branscher ger

⁶ Från tabell 5.6 framgår det att trots att både skattens prisetseffekt och skattens produktivitetseffekt för den kemiska industrin är relativt kraftiga och negativa så är den totala effekten inte signifikant. En möjlig förklaring är att aggregeringsnivån är alltför grov. Den aggregeringsnivån vi valt innebär att vi i kemisk industri inkluderar allt från färgtillverkning till läkemedel, vilket betyder att vi har en mycket stor inombranschvariation. En finare uppdelning där olika kemiska delbranscher skattas separat hade kanske gett ett annorlunda resultat.

modellresultaten att höjd koldioxidskatt signifikant minskar vinsten. Endast i en bransch finns en signifikant positiv effekt. Värt att notera är att i två av de mest homogena och energiintensiva branscherna, massa och papper samt jord- och stenindustri, är effekterna relativt starka och precisa. Att effekterna för just dessa branscher skattats relativt precist kan möjligen förklaras med att det är relativt homogen branschstruktur, jämfört med exempelvis den kemiska industrin. Resultaten betyder *inte* att det inte finns en produktivitet utveckling i den energiintensiva industrin, utan att den produktivitet utveckling som sker är oberoende eller bromsas av höjd koldioxidskatt. Därmed kan man möjligen tolka ett negativt värde på skattens produktivitetseffekt som en form av undanträngningseffekt, skattehöjningen som leder till energieffektivisering tränger undan andra produktivetsförbättringar. Att det tycks finnas den här typen av undanträngningseffekter förstärks möjligen av resultatet från den icke energiintensiva industrin där skattens produktivitetseffekt inte blir signifikant.

Sammantaget kan man säga att, möjligen med undantag av Gummi och Plasindustrin, Porterhypotesen kan förkastas för den svenska tillverkningsindustrin.

Tabell 5.6 Effekter på vinst och produktion i svensk tillverkningsindustri av höjd koldioxidskatt. Totaleffekt och dekomponerad i "statisk priseffekt" och effekt på teknisk utveckling. 1 000-tals kronor per öre CO₂ skatt, genomsnitt för perioden 1991–2004.^a

Bransch	Skattens priseffekt	Skattens produktivitets- effekt	Totaleffekt	Skatteeffekt på output ^b
Gruvor, ej järnmalm	-2 952**	453	-2 499	-0,001
Järnmalmsgruvor	-106 287**	6 839	-99 447	-0,006
Trävaruindustri	-7 406***	-11 531**	-18 937***	-0,016**
Massa och papper	-47 346***	-40 467**	-87 813***	-0,093**
Kemisk industri	-12 207	-37 521	-49 729	0,068
Gummi och plastindustri	-1 344***	9 671***	8 326**	0,064**
Jord och stenindustri	-7 209*	-7 469***	-14 678***	-0,678***
Järn-, stål- och metallverk	-3 634	-6 248*	-9 883*	-0,192***
Ej energiintensiv industri ^c	-2 706***	-155	-2 862**	-0,002

* = signifikant skild från noll på 10% nivå.

** = signifikant skild från noll på 5% nivå.

*** = signifikant skild från noll på 1% nivå.

^a De effekter som redovisas anger effekten av en "liten" förändring av skatten och kan inte användas till att beräkna exempelvis en fördubbling av CO₂-skatten.

^b Procentuell förändring av en procentuell förändring av skatten.

^c Den ej energiintensiva industrin har vi här definierat som livsmedelsindustri, teko, grafisk, elektro, motorfordon, andra fordon, övr. tillverkning inkl. möbler, samt återvinningsindustri.

6 Slutord

Huvudsyftet med rapporten har varit att belysa och analysera den s.k. Porterhypotesen, dvs. tanken att ökade miljökrav i form av miljöregleringar ger upphov till fördelar (utöver bättre miljö) som inte bara reducerar miljöpolitikens kostnader utan mer än väl kan uppväga dessa. Mer specifikt har ett syfte varit att ge en någorlunda systematisk genomgång av denna så kallade Porterhypotes och dess giltighet för framförallt Sverige. Här kan man också säga att syftet även varit att relatera Porterhypotesen, eller snarare de krav som brukar ställas på miljöregleringar för att Porterhypotesen ska gälla, till den mer konventionella eller neoklassiska synen på styrmedelsval i miljöpolitiken. Ett annat, och mer handfast, specifikt syfte har varit att belysa och analysera utvecklingen i svensk industri med avseende på miljöpåverkan, produktivitet och vinster. Detta andra syfte kan sägas vara ett försök att direkt testa Porterhypotesen på svenska data.

Av den styrmedelsarsenal som finns till förfogande i miljöpolitiken har ekonomiska styrmedel i form av skatter och överlåtbara utsläppsrätter generellt sett ett försteg relativt andra typer av styrmedel vad gäller kostnadseffektivitet. Dvs., med den typen av styrmedel har man större förutsättningar att uppnå givna miljömål till lägsta möjliga kostnad. Ekonomiska styrmedel ger tydliga incitament till kostnadsbesparingar och stimulans till teknikutveckling, och därmed ger de rätt incitament för en dynamisk långsiktig effektivitet. Man skulle kunna säga att om man väljer rätt typ av styrmedel kan vissa kostnader, som andra styrmedel skulle implicera, *delvis* neutraliseras.

Från den litteraturgenomgång som gjorts inom ramen för denna studie kan tre robusta slutsatser dras. Den första är att det krävs väldigt speciella antaganden kring hur företag och marknader fungerar och är organiserade för att Porterhypotesen skall kunna bejakas. Den andra slutsatsen är att det, för att Porterhypotesen

ska gälla, utöver miljöproblemet finns någon ytterligare marknadsimperfektion som även den neutraliseras eller mildras genom miljöregleringen. Man kan enkelt uttrycka det som att det krävs en "två flugor i en smäll" effekt för att Portereffekten ska vara möjlig. Litteraturgenomgången pekar även på mekanismer som är centrala i en Porterdiskussion och hur olika antaganden påverkar dessa mekanismer. Väljer vi rätt typ av styrmedel kommer företagen att söka efter de billigaste lösningarna. I vissa speciella fall kan det leda till att vissa företag får lägre kostnader än innan, men i de flesta fall implicerar det kostnader. Den tredje slutsatsen blir därmed att Portereffekten inte är något som skall ingå i en kalkyl av miljöpolitikens kostnader.

Analysen av svensk industri visar att den svenska industrins förädlingsvärde ökat med närmare en faktor 12 sedan 1913. Utsläppen av svavel och koldioxid följde ungefär samma utveckling fram till början av 1970-talet. Då skedde ett tydligt brott i sambandet mellan den industriella utvecklingen och utsläpp av svavel och koldioxid. Det kan vara värt att notera att utsläppen av både svavel och koldioxid nu är på ungefär samma nivå som 1913, trots att industrin bidrar nära 12 gånger mer till BNP. Med andra ord har miljöeffektiviteten ökat dramatiskt sett över hela tidsperioden. I analysen går det dock inte att hitta något tydligt mönster mellan miljöregleringar och utvecklingen av produktiviteten. Däremot kan man konstatera att hög tillväxt inte behöver betyda sämre miljö. År 1991 infördes en explicit koldioxidskatt i Sverige. Koldioxidskatten kan säga uppfylla de krav som ställs för att en miljöreglering skall kunna ge en Portereffekt. Resultaten från analysen av den svenska industrin efter 1991 ger dock inget stöd för Porterhypotesen. Med undantag för en bransch (Gummi & Plast) förkastas hypotesen att högre koldioxidskatt skulle leda till högre vinst för företagen. Visserligen leder högre skatt till ökad energieffektivisering men detta på bekostnad av andra produktivetsförbättringar. Den negativa "skatteffekten" kan tolkas som en form av undanträngningseffekt.

Miljöpolitik utan kostnader? Det är den fråga som ställs i titeln på denna rapport. Svaret på frågan kan inte bli annat än nej, det är kostnader förknippade med miljöpolitik. Några "extra vinster" som helt neutraliserar den initiala regleringskostnaden kan man inte räkna med. Detta är huvudbudskapet i denna rapport. Det betyder inte att det inte kan finnas företag som vinner på en reglering, men detta är inte regel. Dock betyder inte detta att vi inte ska ha en

miljöpolitik som ställer hårda krav och som i vissa fall skärps. Det betyder snarare att man i målformuleringar och val av styrmedel och åtgärder måste väga kostnaderna mot miljöintäkterna. Slutsatsen är inte speciellt kontroversiell, speciellt om vi ser "bra miljö" som en vara som "produceras" och därmed kräver en resursinsats. Den resursinsats som krävs hade i alternativfallet kunnat användas till att producera något annat önskvärt i samhället, det är detta som är kostnaden för en "bra miljö". Slutsatsen bygger därmed i princip på att det sett över hela ekonomin och på lång sikt inte finns några lediga resurser som saknar alternativ användning.

- Det finns inga belägg för att företagen låter bli att realisera stora effektivitetsförbättringar.
- Det finns inga belägg för att regleraren (staten) skulle ha exklusiv kunskap om när ineffektiviteter föreligger och vilka åtgärder som ska vidtas för att undanröja dessa.
- Det finns inga belägg för att miljöregleringar i allmänhet, som en "extra vinst", neutraliserar andra externaliteter och marknadsimperfectioner.
- Miljöregleringar kan ibland i efterhand, ex-post, visa sig lösa två problem, men detta går inte att generalisera och därmed kan inte politiken ta detta som utgångspunkt ex-ante.
- Den empiriska litteraturen ger inget stöd för Porterhypotesen
 - Det stora flertalet av de studier som finns kan inte visa på något positivt samband mellan miljöregleringar och effektivitet/produktivitet.
 - Det finns inget klart positivt samband mellan innovationer och miljöregleringar.
 - De flesta av de få studier som finns av sambandet mellan miljöregleringar och investeringar visar på en negativ effekt av miljöregleringar på investeringar och en negativ effekt på moderniseringen av kapitalstocken.
 - De få studier som analyserar sambandet mellan miljöregleringar och finansiellt resultat kan inte tas till intäkt vare sig för eller emot Porterhypotesen.

- Det finns inga entydiga samband mellan produktivitet-utveckling och miljöregleringar i den svenska tillverkningsindustrin sett över en längre tidsperiod.
- Fram till mitten av 1970-talet ökade utsläppen av koldioxid och svaveldioxid i stort sett i samma takt som tillväxten i industrin.
- Från mitten av 1970-talet har det positiva sambandet mellan tillväxt och utsläpp brutits.
- De produktivetsförändringar som skett efter 1991 kan inte förklaras med den ”miljöskatteregim” som startade 1991.
- En analys av svensk industri perioden 1991–2004 leder till att Porterhypotesen kan förkastas.
 - Högre pris på fossila bränslen, via högre skatt, leder till lägre vinst.
 - Högre skatt på koldioxid har inte någon signifikant positiv effekt på produktivitet och teknisk utveckling.
 - För de flesta branscher har koldioxidskatten haft en negativ effekt på produktivitet (undanträngning).

Referenser

- Alpay, E., Buccola, S. and Kerkvliet, J. (2002). Productivity Growth and Environmental Regulation in Mexican and U.S. Food Manufacturing. *American Journal of Agricultural Economics*, 84(4), 887–901.
- Ambec S. and Barla, P. (2006), Can Environmental Regulations be Good for Business? An Assessment of the Porter Hypothesis. *Energy studies review*, 14, 42–63.
- Balassa, B. (1965). Traded Liberalization and ‘Revealed’ Comparative Advantage. *The Manchester School of Economic and Social Studies*, 33, pp. 99–123.
- Balk, B., Brännlund, R., Färe, R., Grosskopf, S. and Lindmark, M. (2006). Environmental Performance in Swedish Manufacturing, 1913–1990. In Aronsson, T., Axelsson, R. and Brännlund, R. *The Theory and Practice of Environmental and Resource Economics. Essays in honour of Karl-Gustav Löfgren*. Edward Elgar Publishing Company.
- Barbera, A.J. and McConnell, V. D. (1990). The Impact of Environmental Regulations on Industry Productivity: Direct and Indirect Effects. *Journal of Environmental Economics and Management*, 18, 50–65.
- Baumol, W. J. and Oates, W. E (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Second edition, Cambridge University Press.
- Berman, E. and Bui, L.T.M. (2001). Environmental regulation and productivity: evidence from oil refineries. *The Review of Economics and Statistics*, 83(3): 498–510.
- Boyd, G A och J D McClelland (1999). The Impact of Environmental Constraints on Productivity Improvement in Integrated Paper Plants. *Journal of Environmental Economics and Management*, 38, 121–42.
- Brännlund, R. (1996). Estimating Shadow Prices of Undesirables. Mimeo, department of economics, Umeå University.

- Brännlund, R. (2006). *Grön skatteväxling: Framgångsväg eller återvändsgränd?* SNS förlag.
- Brännlund, R. and Liljas, B. (1993). The Effects of Emission Standards: The Case of the Swedish Pulp and Paper Industry. Umeå Economic Studies, no. 320.
- Brännlund, R., Färe, R. and Grosskopf, S. (1995). Environmental Regulation and Profitability: An Application to Swedish Pulp and Paper Mills. *Environmental and Resource Economics*, 6, 23–36.
- Brännlund, R., Ghalwash, T. and Nordström, J. (2007). Increased energy efficiency and the rebound effect: Effects on consumption and emissions. *Energy Economics*, 29, 1–17
- Brännlund, R. and Lundgren, T. (2007). Swedish industry and Kyoto – An assessment of the effects of the European CO2 emission trading system. Accepted for publication in *Energy Policy*.
- Brunnermeier, S.B. and Cohen, M.A. (2003). Determinants of environmental innovation in US manufacturing industries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 45, 278–293.
- Brunnermeier, S.B. and Levinson, A. (2004). Examining the Evidence on Environmental Regulations and Industry Location. *Journal of Environment & Development*, 13, 6–41.
- Cerin, P. (2006). Bringing economic opportunity into line with environmental influence: A discussion on the Coase theorem and the Porter and van der Linde hypothesis. *Ecological Economics*, 56, 209–225.
- Chambers, R. G. (1988) *Applied Production Analysis. A Dual Approach*. Cambridge University Press.
- Dasgupta S. and Laplante, B. (2001). Pollution and Capital Markets in Developing Countries. *Journal of Environmental Economics and Management*, 42, 310–345.
- Dufour, C., Lanoie, P. and Patry, M. (1998). Regulation and Productivity, *Journal of Productivity Analysis*, 9, 233–247.
- Dahlberg, M. and Forslund, A. (1999). Direct displacement effects of active labour market programmes: The case of Sweden. Working paper 1999:7, IFAU.
- Ellerman, A.D., Joskow, P.L, Schmalensee, R., Montero, J-P, and Baily, E.M. (2000). A Review of Markets for Clean Air: The US Acid Rain Program. *Journal of Economic Literature*, 38, 627–633.

- Erixson, L. (1991). Omvandlingstryck och produktivitet. I *Konkurrens, regleringar och produktivitet*. Expertrapport nr 7 till Produktivitetsdelegationen, Allmänna förlaget, Stockholm.
- Feichtinger, G., Hartl, R.F., Kort, P.M., and Veliov, V.M. (2005). Environmental policy, the porter hypothesis and the composition of capital: Effects of learning and technological progress. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50, 434–446.
- Filbeck, G. and Gorman, R.F. (2004). The relationship between the Environmental and Financial Performance of Public Utilities. *Environmental and Resource Economics*, 29, 137–157.
- Goldstein D. (2002). Theoretical perspectives on strategic environmental management. *Journal of Evolutionary Economics*, 12, 495–524.
- Gollop, F.M. and Roberts, M.J. (1983). Environmental Regulations and Productivity Growth: The Case of Fossil-fuelled Electric Power Generation. *Journal of Political Economy*, 91, 654–674.
- Gramlich E. M. and Ysander, B. C. (1981). Relief work and grant displacement in Sweden. In G. Eliasson, B. Holmlund and F. Stafford (eds.), *Studies in Labor Market Behavior*, IUI, Stockholm.
- Gray, W.B. (1987). The Cost of Regulation: OSHA, EPA and the Productivity Slowdown. *The American Economic Review*, 77, 998–1006.
- Gray, W.B. and Shadbegian, R.J. (1998). Environmental regulation investment timing, and technology choice. *The Journal of Industrial Economics*, XLVI, 235–256.
- Gray, W.B. and Shadbegian, R.J. (2003). Plant vintage, technology, and environmental regulation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46, 384–402.
- Greaker, M. (2003). Strategic environmental policy; eco-dumping or a green strategy? *Journal of Environmental Economics and Management*, 45, 692–707.
- Greene, W.H. (2000). *Econometric Analysis* fourth edition, Prentice Hall International; Inc.
- Gupta, S. and Goldar, B. (2005). Do stock markets penalize environment-unfriendly behaviour? Evidence from India. *Ecological Economics*, 52, 81–95.
- Hamamoto, M. (2006). Environmental Regulation and the Productivity of Japanes Manufacturing Industries. *Resource and Energy Economics*, 28, 299–312.

- Hetemäki, L. (1995). Environmental Regulation and Production Efficiency: Evidence from the Pulp Industry. Mimeo, Finnish Forest Research Institute, Helsinki.
- Hill, M. och Kriström, B. (2005). *Klimatmål, utsläppsandel och svensk ekonomi*. SNS förlag.
- IIPS (2006). Miljöregleringars effekter på industrins konkurrenskraft – finns det en Portereffekt? Tillväxtpolitisk utblick, nr 7.
- Jaffe, A.B. and Palmer, K. (1997). Environmental Regulation and Innovation: A Panel Data Study. *The Review of Economics and Statistics*, 79, 610–619.
- Jaffe A.B., Peterson, S.R., Portney, P.R and Stavins, R.N. (1995). Environmental Regulation and the Competitiveness of U.S. Manufacturing: What Does the Evidence Tell Us? *Journal of Economic Literature*, XXXIII, 132–163.
- Jaffe, A., Newell, T. and Stavins, R.N. (2005). A tale of two market failures: Technology and environmental policy. *Ecological Economics*, 54, 164–174.
- Jung, C., Krutilla, K. and Boyd, R. (1996). Incentives for Advanced Pollution Abatement Technology at the Industry Level: An Evaluation of Policy Alternatives. *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 95–111.
- Kalt, J.P. (1988). The Impact of Domestic Environmental Regulatory Policies on U.S. *International Competitiveness*. In International Competitiveness. Eds.: Spence A.M. & Hazard H.A. Cambridge, MA: Harper & Row, Ballinger, 221–262
- Khanna, M., Quimio, W.R.H. and Bojilova, D. (1998). Toxics Release Information: A Policy Tool for Environmental Protection. *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, 243–266.
- King, A.A. and Lenox, M.J. (2001). Does It Really Pay to Be Green? *Journal of Industrial Ecology*, 5, 105–116.
- Lanjouw, J. O. and Mody, A. (1996). Innovation and the international environmentally responsive technology. *Research Policy*, 25, 549–571.
- Leamer, E.E. (1984). *Sources of Comparative Advantage: Theory and Evidence*. Cambridge Massachusetts: MIT Press.
- Low, P. and Yeats, A. (1992). Do 'dirty' industries migrate?, in P. Low (ed.), *International Trade and the Environment*, Washington DC, World Bank.
- Lundberg, L. och Svensson, L. (2002). Energibeskattning, Internationell Konkurrenskraft och Lokalisering av Energiintensiv

- Industri. Underlagsrapport till Kommittén för översyn av regler för nedsättning av energiskatter. Institutionen för ekonomi, statistik och informatik, Örebro universitet.
- Lundgren, T (2004). Vad kostar en offensiv Klimatpolitik? *Ekonomisk Debatt*, 6, 19–31.
- Mohr R. D. (2002). Technical Change, External Economies, and the Porter Hypothesis. *Journal of Environmental Economics and Management*, 43, 158–168.
- Marklund, P-O. (1997). *Miljöpolitiska styrmedel och konkurrenskraft, en litteraturgenomgång*. Underlagsrapport nr 11 till Skatteväxlingskommitténs slutbetänkande, Skatter, Miljö och Sysselsättning, SOU 1997:11.
- Marklund, P-O. (2003). Environmental Regulation and Firm Efficiency: Studying the Porter Hypothesis using a Directional Output Distance Function. *Umeå Economic Studies*, no 619.
- Michanek och Söderholm (2006). *Medvind i Uppförbacke. En studie av den Svenska vindkraftspolitiken*. Rapport till Expertgruppen för miljöstudier, 2006:1, Finansdepartementet.
- Milliman, S.R and Prince, R. (1989). Firm incentives to promote technological change in pollution control. *Journal of Environmental Economics and Management*, 17, 247–265.
- Mulatu, A., Florax, R.G.J.M and Withagen, C.A.A.M. (2001). Environmental Regulation and Competitiveness. TI 2001-039/3, Tinbergen Institute Discussion Paper.
- Nelson R.A., Tietenberg, T. and Donihue, M.R. (1993). Differential Environmental Regulation: Effects on electric utility capital turnover and emissions. *The Review of Economics and Statistics*, 75, 368–373.
- OECD (1996). Regulatory reform and innovation. www.oecd.org/dataoecd/23/61/2102514.pdf.
- OECD (2003a). Framework for Assessing the Distribution of Financial Effects. National Policies Division OECD Environment Directorate Paris, France, 2003
- OECD (2003b). Environmental taxes and competitiveness: An overview of issues, policy options, and research needs. ENVIRONMENT DIRECTORATE DIRECTORATE FOR FINANCIAL, FISCAL AND ENTERPRISE AFFAIRS.
- Palmer, K., Oates, W.E. and Portney, P.R. (1995). Tightening Environmental Standards: The Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm? *Journal of Economic Perspectives*, 9, 119–132.

- Popp, D. (2005). Uncertain R&D and the Porter Hypothesis. *Contributions to Economic Analysis & Policy*, 4, article 6.
- Porter, M.E. (1990). *The Competitive Advantage of Nations*. The Free Press, New York.
- Porter, M. E. (1991). America's Green Strategy. *Scientific American*, April, p 168.
- Porter, M.E. and van der Linde, L. (1995). Towards a New Conception of the Environmental-Competiveness Relationship. *Journal of Economic Perspectives*, 9, 97–118.
- Roe, B., Teisl, M.F., Levy, A. and Russell, M. (2001). US consumers' willingness to pay for green electricity. *Energy Policy*, 29, 917–925.
- Roediger-Schluga, T. (2004). *The Porter Hypothesis and the Economic Consequences of Environmental Regulation. A Neo-Schumpeterian Approach*. Edward Elgar, Cheltenham UK.
- Schumpeter, J. (1936). *The Change of Economic Development*. Harvard University Press, Cambridge, Ma.
- Simpson D. and Bradford, R. L. (1996). Taxing Variable Cost: Environmental Regulation as Industrial Policy. *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 282–300.
- Solow. R. M. (1957). Technical Change and the Aggregate Production Function. *Review of Economics and Statistics*, 39.
- Smith J.B. and Sims, W.A. (1985). The Impact of Pollution Charges on Productivity Growth in Canadian Brewing. *The Rand Journal of Economics*, 16, 410–423.
- SOU 2003:11. *Miljöpolitikens fördelningseffekter*. Bilaga 11 till LU-2003.
- Xepapadeas, A. and de Zeeuw, A. (1999). Environmental Policy and Competitiveness: The Porter Hypothesis and the Composition of Capital. *Journal of Environmental Economics and Management*, 37, 165–182.
- Wagner, M. (2003). The Porter Hypothesis Revisited: A Literature Review of Theoretical Models and Empirical Tests. Center for Sustainable Management, Lüneburg.
- Wandén, S. (2005). Vad vi kan lära av LIP? Samlade erfarenheter av de lokalinvesteringsprogrammen utifrån utvärderingargjorda under åren 2003-2005. Naturvårdsverket, rapport 5478.
- Vattenfall (2006). *Curbing climate change. An outline of a framework leading to a low carbon emitting society*.
- Weitzman, M. (1974). Prices vs. Quantities. *Review of Economic Studies*, 41, 477–491.

- Wibe, S. (1986). Regleringar och teknisk utveckling. Finansdepartementet, Ds Fi. 1986:15.
- Wibe, S. (1990). Regleringsteori. Arbetsrapport, Inst.för skogsekonomi, SLU, Umeå.
- De Vries, F.P and Withagen, C. (2005). Innovation and Environmental Stringency: The case of Sulfur Dioxide Abatement. Discussion paper No. 2005-18, CentER, Tilburg Univeristy.
- Van der Vlist, A.J., Withagen, C. and Folmer, H. (2007) Technical efficiency under alternative environmental regulatory regimes: The case of Dutch horticulture. *Ecological Economics*, in press.

Appendix 1

Total faktorproduktivitet

Förändringen i totalfaktorproduktivitet, TFP, är beräknad som ett Törnqvistindex. Till att börja med utgår analysen ifrån en neoklassisk produktionsfunktion

$$y(t) = A(t)f[K(t), L(t)] \quad 1)$$

Där y är förädlingsvärde, K och L är insatsen av kapital *resp.* arbete, och $A(t)$ är ett mått på den tekniska nivån i *företagen/branschen*. Givet oförändrad insats av kapital och arbete skiftar produktionsfunktionen mellan tidpunkterna t och $t+1$ via denna sista parameter. Om vi totaldifferentierar (1) med avseende på tiden, t , dividerar med $y(t)$ och sedan multiplicerar första och andra termen i höger led med K/K respektive L/L får vi:

$$\frac{\dot{y}}{y} = A \cdot \frac{f_K K}{y} \cdot \frac{\dot{K}}{K} + A \cdot \frac{f_L L}{y} \cdot \frac{\dot{L}}{L} + \frac{\dot{A}}{A} \quad 2)$$

där en "prick" ovanför en variabel anger att det är en tidsderivata (dy/dt), f_K är kapitalets marginalprodukt, och f_L arbetskraftens marginalprodukt.

Om det råder fullständig konkurrens på faktormarknaden är marginalprodukten för varje faktor lika med dess faktorpris. Av detta följer att $Af_K K/y$ och $Af_L L/y$ är kapitalets respektive arbetskraftens andel av produktionsvärdet. Om vi antar konstant skalavkastning har vi att dessa andelar summerar till 1, vilket ger oss uttrycket:

$$\frac{\dot{y}}{y} = \alpha_K \frac{\dot{K}}{K} + (1 - \alpha_K) \cdot \frac{\dot{L}}{L} + \frac{\dot{A}}{A} \quad 3)$$

Där α_K kapitalersättningsandelen, och $(1 - \alpha_K)$ är löneandelen av produktionsvärdet. Med andra ord, den procentuella förändringen i produktionen beror på en vägd summa av de procentuella förändringarna i insatsen av kapital och arbete plus den procentuella förändringen av produktiviteten. Det betyder att vi kan uttrycka det senare som:

$$\frac{\dot{A}}{A} = \frac{\dot{y}}{y} - \alpha_K \frac{\dot{K}}{K} - (1 - \alpha_K) \cdot \frac{\dot{L}}{L} \quad 4)$$

Från produktionsförändringen subtraheras alltså den del av tillväxten som kan förklaras av insatsfaktorernas utveckling. Kvar som förklaring till produktivitetstillväxten är då något annat, exempelvis teknisk utveckling.

För empiriska syften måste (4) anpassas till diskret tid. Törnqvist index mäter tillväxttakten mellan två diskreta tidpunkter t och $t+1$ med logaritmiska differenser. Vikterna utgörs av faktorandelarnas aritmetiska genomsnitt vid dessa tidpunkter t och $t+1$. Vårt empiriska TFP mått kan därmed skrivas som:

$$TFP = \ln \left[\frac{A(t+1)}{A(t)} \right] = \ln \left[\frac{y(t+1)}{y(t)} \right] - \left(\bar{\alpha}_K(t) \cdot \ln \left[\frac{K(t+1)}{K(t)} \right] + (1 - \bar{\alpha}_K(t)) \cdot \ln \left[\frac{L(t+1)}{L(t)} \right] \right) \quad (5)$$

Där $\bar{\alpha}_K = 0.5 \cdot (\alpha_K(t) + \alpha_K(t+1))$, dvs. den genomsnittliga andelen över t och $t+1$.

Sambandet mellan total faktorproduktivitet och miljöregleringar

Ekvation (5) ovan har använts till att beräkna TFP för de enskilda branscherna i svensk tillverkningsindustri perioden 1913–1999.

Den generella formen av den specifikation som används för att uppskatta sambandet mellan totalfaktorproduktivitet och miljöregleringar kan skrivas som:

$$TFP_{i,t} = C_i + \sum_{k=1}^4 \beta_{i,k} D_{i,k,t} + \alpha_i R_{i,t} + \sum_{k=1}^4 \alpha_{i,k} D_{i,k,t} R_{i,t} + \gamma_i NUC_t + \varepsilon_{i,t},$$

i = metall och verkstad, jord och sten, trävaru, massa och papper, livsmedel, textil, läder och gummi, kemisk.

t = 1913-1999

$D_{i,1,t} = 1$ om: $1939 \leq t \leq 1945$; 0 annars.

$D_{i,2,t} = 1$ om: $1946 \leq t \leq 1969$; 0 annars.

$D_{i,3,t} = 1$ om: $1970 \leq t \leq 1988$; 0 annars.

$D_{i,4,t} = 1$ om: $1989 \leq t \leq 1999$; 0 annars.

NUC_t = total installerad effekt i kärnkraft i period t .

Regressionresultat

Tabell A1 Resultat från regressionsanalys av förändring i total faktorproduktivitet. t-värden inom parentes

Metall och verkstadsindustri					
	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4	Model 5
			CO ₂	CO ₂ /FV	CO ₂ /FV
C	1,48 (1,07)	1,48 (1,06)	0,74 (0,35)	2,32 (1,41)	0,74 (0,35)
39-45	-8,49 (-2,87)	-8,49 (-2,85)	-6,53 (-1,68)	-7,72 (-2,07)	-6,53 (-1,66)
46-69	2,99 (1,51)	2,99 (1,51)	-1,61 (-0,46)	-0,71 (-0,30)	-1,61 (-0,45)
70-88	0,14 (0,07)	-0,07 (-0,02)	-1,12 (-0,36)	-1,16 (-0,49)	-1,48 (-0,39)
89-99	-0,76 (-0,30)	-1,19 (-0,24)	2,33 (0,63)	-2,01 (-0,64)	1,66 (0,30)
R			3,53 (0,47)	-11,19 (-0,88)	3,53 (0,47)
R39-45			-10,58 (-0,75)	-9,33 (-0,30)	-10,58 (-0,74)
R46-69			23,18 (1,62)	64,05 (2,90)	23,18 (1,61)
R70-88			32,98 (1,01)	31,32 (0,80)	33,26 (1,01)
R89-99			-74,48 (-1,14)	22,52 (0,45)	-74,50 (-1,14)
Nuclear		0,04 (0,10)			0,06 (0,16)
R2	0,12	0,11	0,15	0,17	0,14
DW	1,78	1,80	1,77	1,61	1,78
NOBS	86	86	86	86	86

Jord och stenindustri					
	Model 1	Model 2	Model 3 CO ₂	Model 4 CO ₂ /FV	Model5 CO ₂ /FV
C	1,40 0,96	1,40 (0,95)	-2,17 (-1,09)	-0,70 (-0,39)	-0,69 (-0,39)
39-45	-3,92 -1,26	-3,92 (-1,24)	-7,83 (-1,51)	-7,18 (-1,69)	-7,18 (-1,67)
46-69	1,90 0,91	1,90 (0,91)	2,51 (0,76)	2,23 (0,90)	2,23 (0,89)
70-88	-0,35 -0,16	-1,14 (-0,36)	2,73 (1,01)	1,29 (0,50)	1,11 (0,33)
89-99	3,54 1,29	2,03 (0,39)	10,11 (2,79)	6,98 (1,59)	6,54 (0,95)
R			20,20 (2,45)	30,02 (1,98)	30,02 (1,97)
R39-45			5,57 (0,35)	8,49 (0,33)	8,49 (0,33)
R46-69			1,36 (0,07)	2,25 (0,09)	2,25 (0,09)
R70-88			-4,43 (-0,14)	-17,84 (-0,61)	-19,36 (-0,56)
R89-99			-72,34 (-1,96)	-38,89 (-1,46)	-38,88 (-1,45)
Nuclear		0,14 (0,34)			0,04 (0,08)
R2	0,02	0,07	0,11	0,09	0,07
DW	1,51	1,52	1,76	1,62	1,63
NOBS	86	86	86	86	86
R2	0,004	0,004	0,07	0,03	0,02
DW	1,83	1,84	2,08	1,98	1,97
NOBS	86	86	86	86	86

Trävaruindustri					
	Model 1	Model 2	Model 3 CO ₂	Model 4 CO ₂ /FV	Model5 CO ₂ /FV
C	-0,5 (-0,30)	-0,05 (-0,03)	-0,22 (-0,08)	-0,34 (-0,12)	-0,34 (-0,12)
39-45	-0,29 (-0,08)	-0,29 (-0,08)	-7,51 (-1,43)	-7,75 (-1,48)	-7,75 (-1,47)
46-69	3,59 (1,55)	3,59 (1,54)	-8,07 (-1,42)	-0,85 (-0,19)	-0,85 (-0,19)
70-88	0,27 (0,11)	0,10 (0,03)	0,49 (0,14)	0,82 (0,23)	1,12 (0,20)
89-99	-0,66 (-0,22)	-0,98 (-0,17)	1,79 (0,40)	-0,38 (-0,09)	0,04 (0,01)
R			0,38 (0,07)	0,72 (0,13)	0,73 (0,13)
R39-45			14,18 (1,67)	15,97 (1,78)	15,97 (1,76)
R46-69			32,11 (2,29)	15,95 (1,31)	15,95 (1,30)
R70-88			-1,65 (-0,06)	-5,33 (-0,22)	-6,61 (-0,22)
R89-99			-48,74 (-0,94)	-0,46 (-0,01)	-0,43 (-0,01)
Nuclear		0,03 (0,06)			-0,04 (-0,07)
R2	0,004	0,004	0,07	0,03	0,02
DW	1,83	1,84	2,08	1,98	1,97
NOBS	86	86	86	86	86

Massa och pappersindustri					
	Model 1	Model 2	Model 3 CO ₂	Model 4 CO ₂ /FV	Model5 CO ₂ /FV
C	0,66 (0,32)	0,66 (0,32)	1,14 (0,33)	0,05 0,02	0,05 (0,02)
39-45	-1,82 (-0,41)	-1,82 (-0,41)	-4,64 (-0,72)	-3,16 -0,52	-3,16 (-0,52)
46-69	1,38 (0,47)	1,38 (0,47)	-4,48 (-0,83)	-0,94 -0,23	-0,93 (-0,22)
70-88	1,47 (0,48)	0,29 (0,06)	2,45 (0,55)	2,21 0,53	0,69 (0,13)
89-99	-0,94 (-0,24)	-3,21 (-0,44)	-0,38 (-0,05)	1,37 0,21	-2,44 (-0,24)
R			-2,10 (-0,17)	4,53 0,25	4,53 (0,25)
R39-45			8,00 (0,53)	1,39 0,06	1,39 (0,06)
R46-69			30,02 (1,36)	26,52 1,07	26,52 (1,07)
R70-88			-75,65 (-0,93)	-8,10 -0,19	-21,47 (-0,42)
R89-99			-3,66 (-0,13)	-15,41 -0,47	-15,46 (-0,46)
Nuclear		0,22 (0,36)			0,36 (0,50)
R2	0,01	0,01	0,03	0,04	0,06
DW	2,43	2,44	2,53	2,53	2,53
NOBS	86	86	86	86	86

Livsmedelsindustri					
	Model 1	Model 2	Model 3 CO ₂	Model 4 CO ₂ /FV	Model5 CO ₂ /FV
C	2,02 (1,75)	2,02 (1,74)	-1,19 (-0,83)	-0,80 (-0,69)	-0,81 (-0,69)
39-45	-3,61 (-1,46)	-3,61 (-1,45)	-4,72 (-1,56)	-4,93 (-1,84)	-4,93 (-1,83)
46-69	-0,78 (-0,47)	-0,78 (-0,47)	-1,09 (-0,49)	0,09 (0,05)	0,09 (0,05)
70-88	-1,73 (-1,00)	-2,24 (-0,89)	1,10 (0,55)	0,57 (0,32)	0,40 (0,17)
89-99	0,17 (0,07)	-0,82 (-0,20)	2,59 (0,71)	1,11 (0,39)	0,71 (0,16)
R			15,49 (3,23)	20,56 (4,55)	20,55 (4,52)
R39-45			2,97 (0,33)	1,26 (0,13)	1,26 (0,13)
R46-69			12,65 (1,12)	2,06 (0,20)	2,06 (0,19)
R70-88			-8,75 (-0,59)	-10,66 (-0,68)	-11,32 (-0,68)
R89-99			-9,56 (-0,43)	-0,44 (-0,01)	-0,43 (-0,02)
Nuclear		0,09 (0,28)			0,38 (0,12)
R2	0,03	0,02	0,18	0,26	0,25
DW	1,59	1,59	1,98	1,94	1,95
NOBS					

Textilindustri					
	Model 1	Model 2	Model 3 CO ₂	Model 4 CO ₂ /FV	Model5 CO ₂ /FV
C	1,57 (1,05)	1,57 (1,04)	2,28 (0,99)	0,87 (0,48)	0,87 (0,48)
39-45	-2,83 (-0,88)	-2,83 (-0,88)	-4,71 (-0,97)	-3,46 (-0,76)	-3,46 (-0,76)
46-69	1,42 (0,66)	1,41 (0,66)	1,49 (0,50)	2,78 (1,06)	2,78 (1,05)
70-88	-0,28 (-0,12)	-0,48 (-0,14)	-1,22 (-0,41)	0,17 (0,06)	0,02 (0,01)
89-99	2,01 (0,72)	1,61 (0,30)	0,65 (0,15)	2,68 (0,83)	2,38 (0,41)
R			-4,33 (-0,41)	10,24 (0,71)	10,24 (0,70)
R39-45			7,22 (0,55)	-6,69 (-0,40)	-6,69 (-0,40)
R46-69			-4,11 (-0,27)	-16,57 (-0,94)	-16,57 (-0,93)
R70-88			22,31 (0,46)	-4,77 (-0,14)	-4,99 (-0,14)
R89-99			11,86 (0,40)	-9,70 (-0,28)	-9,69 (-0,28)
Nuclear		0,04 (0,08)			0,03 (0,06)
R2	0,02	0,02	0,04	0,04	0,04
DW	2,45	2,45	2,45	2,47	2,47
NOBS	86				

Läder och gummiindustri					
	Model 1	Model 2	Model 3 CO ₂	Model 4 CO ₂ /FV	Model5 CO ₂ /FV
C	0,39 (0,25)	0,39 (0,25)	-1,38 (-0,57)	-1,57 (-0,81)	-1,57 (-0,81)
39-45	1,07 (0,31)	1,07 (0,31)	3,58 (0,72)	4,24 (1,02)	4,24 (1,01)
46-69	3,08 (1,37)	3,08 (1,36)	4,82 (1,33)	4,78 (1,67)	4,78 (1,66)
70-88	-0,83 (-0,35)	-0,95 (-0,27)	1,20 (0,38)	0,76 (0,28)	0,45 (0,12)
89-99	2,96 (1,01)	2,73 (0,48)	3,44 (0,87)	0,10 (0,02)	-0,45 (-0,07)
R			11,33 (0,98)	19,36 (1,61)	19,36 (1,60)
R39-45			-13,77 (-0,90)	-25,37 (-1,51)	-25,3736 (-1,50)
R46-69			-11,15 (-0,64)	-17,01 (-0,98)	-17,0130 (-0,97)
R70-88			-60,27 (-0,42)	-1,00 (-0,02)	0,022 (0,00)
R89-99			44,69 (0,56)	207,42 (2,92)	207,363 (2,90)
Nuclear		0,02 (0,05)			0,053727 (0,11)
R2	0,04	0,04	0,05	0,09	0,08
DW	2,18	2,18	2,19	2,05	2,05
NOBS	86	0,04			

Kemisk industri					
	Model 1	Model 2	Model 3 CO ₂	Model 4 CO ₂ /FV	Model5 CO ₂ /FV
C	1,07 (0,52)	1,07 (0,52)	-5,73 (-1,87)	-1,81 (-0,67)	-1,81 (-0,07)
39-45	-4,27 (-0,98)	-4,27 (-0,98)	-2,04 (-0,33)	-4,24 (-0,76)	-4,24 (-0,76)
46-69	2,26 (0,78)	2,26 (0,78)	5,61 (1,10)	3,80 (0,94)	3,80 (0,94)
70-88	2,76 (0,90)	-0,52 (-0,11)	10,81 (2,69)	6,57 (1,74)	3,14 (0,66)
89-99	-4,17 (-1,10)	-10,52 (-1,46)	-5,22 (-0,90)	-5,64 (-1,11)	-12,76 (-1,60)
R			34,49 (2,84)	53,57 (1,61)	53,57 (1,61)
R39-45			-13,02 (-0,60)	-27,36 (-0,63)	-27,36 (-0,63)
R46-69			-19,52 (-0,99)	-40,26 (-1,01)	-40,26 (-1,01)
R70-88			-59,67 (-1,85)	-81,97 (-1,53)	-90,22 (-1,67)
R89-99			11,26 (0,44)	-13,88 (-0,32)	-14,21 (-0,33)
Nuclear		0,61 (1,03)			0,68 (1,16)
R2	0,02	0,02	0,13	0,04	0,04
DW	1,72	1,74	2,07	1,86	1,90
NOBS	86	86	86	86	86

Appendix 2

Ekonometrisk modell för svensk tillverkningsindustri

Nedan beskrivs den modell som används i avsnitt 5.2. Beskrivningen av modellen görs relativt kortfattad. Den grundläggande modellen är en mycket traditionell ekonomisk modell som använts i många sammanhang, inte minst vad gäller uppskattning av priselasticiteter för energivaror.¹

Vi utgår från ett representativt företag som använder någon form av teknologi för att omvandla insatsfaktorer till en vara som man säljer på en perfekt konkurrensmarknad

Teknologin kan allmänt skrivas som:

$$q_t = f(L_t, K_t, F_t, E_t; A(\tau, t)) \quad (1)$$

q är produktion, L insatsen av arbetskraft, K är kapitalstock, F insatsen av bränsle och E insatsen av el. Produktionsfunktionen, f , tillåts bero på en teknologikomponent, A , som i sin tur tillåts bero på koldioxidskatten, τ , och en mer allmän teknisk utveckling, t . Koldioxidutsläppen definieras som en konstant multiplicerat med fossilbränsle-användningen.

$$z_t = \alpha \cdot F_t \quad (2)$$

¹ Se exempelvis Brännlund & Lundgren (2007).

Priset på fossila bränslen kan skrivas som priset exklusive koldioxidskatt (men inklusive energiskatt och andra skatter) plus den koldioxidskatt man får betala.

$$p_{F,t} = \bar{p}_{F,t} + \alpha \cdot \tau_t \quad (3)$$

Vi kan nu skriva företagets vinst som:

$$\begin{aligned} \pi_t &= P_t f(L_t, K_t, E_t, F_t; A(\tau_t, t)) - w_t L_t - r_t K_t - p_{E,t} E_t - p_{F,t} F_t \\ &= P_t f(L_t, K_t, E_t, F_t; A(\tau_t, t)) - w_t L_t - r_t K_t - p_{E,t} E_t - \bar{p}_{F,t} F_t - \tau_t z_t \end{aligned} \quad (4)$$

Koldioxidskatten tillåts nu att ha två effekter. En direkt kostnadseffekt via priset på fossila bränslen, och en effekt via teknologin. Vinstfunktionen kan då allmänt skrivas som:

$$\Pi(P, w, r, p_E, \bar{p}_F, A(\tau, t)) = \max \{ Pf(\cdot) - w_t L_t - r_t K_t - p_{E,t} E_t - \bar{p}_{F,t} F_t - \tau_t z_t \} \quad (6)$$

Om vi antar en normaliserad kvadratisk vinstfunktion (se exempelvis Brännlund & Lundgren (2005, 2007) och tillåter teknisk utveckling att vara neutral, icke-neutral, eller båda får den normaliserade vinstfunktionen följande utseende:

$$\frac{\pi}{P} = \alpha_0 + \sum_{i=1}^n \alpha_{pi} \frac{p_i}{P} + A(\tau, t) + \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \alpha_{ij} \frac{p_i}{P} \cdot \frac{p_j}{P} + \sum_{i=1}^n \alpha_{iA} A(\tau, t) \frac{p_i}{P}, \quad i, j = 1, \dots, n \quad (7)$$

Efterfrågefunktionerna och utbudsfunktionen kan då skrivas som:

$$x_i^* = - \left(\alpha_{pi} + \sum_{j=1}^n \alpha_{ij} \frac{p_j}{P} + \sum_{i=1}^n \alpha_{iA} A(\tau, t) \right), \quad i = 1, \dots, n \quad (8)$$

$$q^* = \alpha_0 + A(\tau, t) - \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \alpha_{ij} \frac{p_i}{P} \cdot \frac{p_j}{P}, \quad i, j = 1, \dots, n \quad (9)$$

I den ekonometriska analysen adderas en slumpterm till dessa.

Teknisk utveckling, $A(\tau, t)$ specificeras som

$$A(\tau, t) = \gamma_0 \tau_t + \beta_1 t + \sum_{i=2}^T \beta_i D_i + \sum_{i=2}^T \gamma_i D_i \tau_t \quad (10)$$

Där D_i är tidsspecifika dummyvariabler.

Till detta har vi lagt in en storleksspecifik variabel baserad på företagets omsättning vilket innebär att vi inom varje bransch tillåter viss variation av teknologin.

Detta är ett system av $n+2$ ekvationer (ekv. 7–10) som kan estimeras med standardmässiga ekonometriska metoder för ekvationssystem, t.ex. full information maximum likelihood (FIML), generalized methods of moments (GMM) eller three stage least squares (3SLS) (se Green, 1993).

Genom att derivera vinstfunktionen, ekvation (7), med avseende på skatten τ erhåller vi effekten på vinsten av en skatteförändring (vi antar att det endast priset på fossila bränslen som påverkas av skatten).

$$\frac{\partial \Pi}{\partial \tau} = \alpha_{pF} + \sum_{i=1}^n \alpha_{Fi} p_i + \frac{\partial A}{\partial \tau} + \sum_{i=1}^n \alpha_{iA} A(\tau, t)_i + \sum_{i=1}^n \alpha_{iA} p_i \frac{\partial A}{\partial \tau} \quad (11)$$

Från (11) ser vi att skatten kan ha flera effekter. Den ”vanliga” effekten (de två första termerna) plus i princip tre effekter som går via teknisk utveckling. Givet specifikationen så är det alltså i princip möjligt att testa för miljöpolitikens påverkan på vinst, inte bara via den vanliga kanalen, utan även via förändringar i teknisk utveckling.

Data

Datamaterialet, SCB Industristatistik, innehåller uppgifter om bl.a. arbetskraftsanvändning, investeringar, elförbrukning och bränsleanvändning. Bränsleanvändning är uppdelat på en mängd olika typer av bränslen. Totalt innehåller datamaterialet cirka 300 variabler och knappt 100 000 observationer.

Sektorsindelningen vi valt beskrivs i tabell A2.1.

Tabell A2.1 Sektorsindelning

Sektor	SNI	Beskrivning
1	10+11+14	Gruvindustri utom järnmalm
2	131+132	Järnmalmsutvinning
3	15+16	Livsmedel
4	17+18+19	TEKO
5	201+202+203+204+205	Trävaruindustrin
6	2111+2112+2121+...+2124	Massa- och pappersindustrin
7	22	Grafisk industri
8	231+232+233+24	Kemisk industri
9	251+252	Gummi- och plastindustrin
10	261+...+268	Jord- och stenindustrin (icke-metalliska mineralprodukter)
11	27+28	Järn-/stål-/metallindustrin
12	29	Maskinindustrin
13	30+...+33	Elektroindustrin
14	34	Motorfordon
15	35+361+...+366	Övriga fordonsindustrin + möbelindustrin och annan tillverkning
16	37	Återvinningsindustrin

I tabell A2.2 redovisas deskriptiv statistik för kostnadsandelarna som ett genomsnitt för hela perioden och för första och sista året i datamaterialet (1991 och 2004).

Tabell A2.2 Kostnadsandelar för arbete, kapital, el och fossila bränslen i energiintensiv och icke energiintensiv industri. Genomsnitt och standardavvikelse för hela perioden samt åren 1991 och 2004

Energiintensiv industri						
	1991–2004		1991		2004	
	Mean	Std.dev	Mean	Std.dev	Mean	Std.dev
Arbetskraft, L	0,69	0,19	0,72	0,19	0,72	0,18
Kapital, K	0,24	0,18	0,21	0,18	0,21	0,17
El, E	0,04	0,05	0,04	0,05	0,04	0,06
Bränsle, F	0,03	0,04	0,03	0,04	0,03	0,06
Summa	1,00		1,00		1,00	
NOBS			4 505		2 347	
Icke energiintensiv industri						
	1991–2004		1991		2004	
	Mean	Std.dev	Mean	Std.dev	Mean	Std.dev
Arbetskraft, L	0,75	0,18	0,77	0,17	0,75	0,18
Kapital, K	0,21	0,18	0,19	0,17	0,20	0,18
El, E	0,02	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03
Bränsle, F	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03
Summa	1,00		1,00		1,00	
NOBS	34 143	3 295		1 286		