

Greenwash?



En analys av svenska miljöskatters effektivitet

Författare: Runar Brännlund

Professor, Centre for Environmental and Resource Economics,
Handelshögskolan vid Umeå universitet

Förord

En sann miljövän måste rimligen förespråka styrmedel och miljöpolitik som har en reell effekt på miljön. Det är rimligt att den som förespråkar införande av nya miljöskatter kan redogöra för de effekter som skatten får för både välfärd och miljö, samt om en miljöskatt är det mest ändamålsenliga styrmedlet för ett visst miljöproblem. Att klä fiskala skatter med miljöargument riskerar att undergräva förtroendet för både skatteinstrumentet och politiken, och gynnar inte miljön.

Trenden är att allt fler punktskatter införs med miljöskäl som huvudargument. Ett första steg, innan en miljöskatt införs, bör vara att utröna vilket styrmedel som är det mest ändamålsenliga för det aktuella miljöproblemet. Vid valet av styrmedel bör det tas hänsyn till om andra styrmedel träffar samma miljöproblem, något som annars kan leda till en ineffektiv och kontraproduktiv dubbelreglering.

Syftet med en miljöskatt är att öka miljörelateringen av skattesystemet i de fall det är motiverat av miljöskäl. En utmaning är att intäkten från en miljöskatt minskar när skattebasen blir mindre på grund av ändrad konsumtion. Det innebär att en effektiv miljöskatt minskar skattebasen över tid, vilket inte är oproblematiskt om det finns ett fiskalt beroende av skatteintäkterna från miljöskatten. Vid införandet av en miljöskatt bör lagstiftaren beakta hur företags benägenhet att fortsätta investera i bättre miljöteknik påverkas. I sammanhanget är det viktigt att framhålla att svensk industri ligger i framkant i miljöarbetet och utvecklingen av miljöteknik. Frågan behöver därför ställas om ytterligare miljöskatter gynnar svenska företags långsiktiga miljöarbete. Det svenska näringslivet är generellt bra på hållbarhet och har integrerat frågan i sina strategier. Att arbeta med hållbarhet är nödvändigt för att vara konkurrenskraftig i en global värld. Alltför stränga svenska krav och särregler kan minska svenska företags förmåga att bidra till global hållbarhet och konkurrenskraft genom export.

Globala miljöproblem måste lösas tillsammans med andra länder. Ensidiga nationella skatter och krav på miljöområdet försämrar konkurrenskraften för svensk industri, vilket sin tur påverka den svenska välfärden negativt. Ensidiga svenska åtgärder kan medföra att den globala miljön drabbas negativt, då produktionen riskerar att flytta till länder med lägre miljökrav och transporter till svenska konsumenter blir längre.

Mot denna bakgrund har Svenskt Näringsliv gett Runar Brännlund, professor i nationalekonomi på Handelshögskolan vid Umeå universitet, i uppdrag att ta fram en rapport gällande styrmedel i miljöpolitiken med avseende på framförallt effektivitet. I uppdraget har det ingått att granska punktskatter som införts med miljöargument. Vår förhoppning är att denna rapport ska bidra till en diskussion om val av miljöstyrmedel, så att miljöskatter används när det är ändamålsenligt. Såväl vår miljö som vår välfärd är för viktiga för att beslut ska tas utan tillräcklig analys gällande lämpligheten och effektiviteten av olika styrmedel. Den politiska diskussionen gällande miljöskatter måste bygga mer på fakta och mindre på önsketänkande och symbolpolitik.

Svenskt Näringsliv, Stockholm i juni 2018.

Robert Lönn
Skattejurist, ansvarig för
energi- och miljöskatter

Maria Sunér Fleming
Enhetschef Energi,
Instrastruktur och Miljö

Innehåll

Förord	1
1 Inledning	3
2 Varför behövs miljöpolitik?	4
3 Mål i miljöpolitiken	7
4 Medel i miljöpolitiken	10
4.1 Typer av styrmedel i miljöpolitiken	10
4.2 Val av styrmedel i praktiken	14
5 Miljöskatter i Sverige	19
5.1 Miljörelaterade skatter - styrande eller fiskala?	19
6 Nya miljö- och miljörelaterade skatter	26
6.1 Kemikalieskatt	26
6.2 Flygskatt	28
6.3 Bonus malus	31
7 Sammanfattning och diskussion	34
Referenser	37

1 Inledning

Huvudsyftet med föreliggande rapport¹ är att göra en översyn av styrmedel i miljöpolitiken med avseende på framförallt effektivitet. Vilka styrmedel står till buds, och under vilka förhållanden bör det ena styrmedlet väljas framför det andra? Rapporten består huvudsakligen av tre delar. I den första delen görs en konceptuell genomgång av de bakomliggande motiven till en aktiv miljöpolitik. De frågor som står i centrum är hur målen ska bestämmas och vilka medel som kan och bör användas för att uppnå målen. I den andra delen görs en mer specifik analys av några ekonomiska styrmedel som nyligen införts eller kommer att införas: kemikalieskatten på elektroniska produkter som infördes 2017, den flygskatt som infördes den 1 april 2018, och bonus malus-systemet för bilar. Den tredje delen utgörs av en sammanfattning och diskussion.

Det perspektiv som rapporten i grunden bygger på är samhällsekonomisk effektivitet. Det betyder i detta sammanhang bl.a. att bestämning av mål i miljöpolitiken utgår från att välfärden totalt sett för ett samhälle ska maximeras. Vidare innebär det att de styrmedel som införs eller används ska främja samhällsekonomisk effektivitet, vilket betyder att (a) politiken ska utformas så att ett givet mål nås till lägsta möjliga kostnad, (b) att miljöförbättringen drivs till den punkt där värdet av ytterligare en miljöförbättring är lika med kostnaden för att åstadkomma denna ytterligare miljöförbättring.

Rapporten fokuserar således på effektivitetsaspekter och bortser, i vart fall explicit, från vissa andra aspekter som fördelningseffekter. Det betyder dock inte att fördelningseffekter förringas. Tvärtom är fördelningseffekter av politik självfallet centrala och kan många gånger förklara varför man avviker från en uppenbar effektiv politik. Den centrering på effektivitet som finns i denna rapport kan till viss del ses som ett resultat av den vanliga tanken bland ekonomer att man kan och ska separera effektivitet från fördelning. Huvudförklaringen till att lämna fördelningsproblematiken åt sidan i denna rapport är dock tids- och resursmässig.

¹ Som författare till rapporten är jag ensam ansvarig för innehållet och de slutsatser som dras i rapporten, inklusive eventuellt felaktiga sådana.

2 Varför behövs miljöpolitik?

All mänsklig aktivitet påverkar den miljö vi lever i; det är oundvikligt. De viktiga miljöpolitiska frågorna är därmed hur stor miljöpåverkan som ska tillåtas, och hur man når denna önskade miljöpåverkan.

Ett välkänt resultat i ekonomisk teori är att en perfekt marknadsekonomi löser samhällets grundläggande resursfördelningsproblem på ett effektivt sätt. Med effektivitet menas här att samhällets resurser utnyttjas på bästa möjliga sätt (vid en given inkomstfördelning), vilket bl.a. innebär att producenter av varor och tjänster tillverkar det konsumenterna efterfrågar till lägsta möjliga kostnad. Det betyder i sin tur att den miljöpåverkan som blir resultatet är optimal, och det finns inget motiv för att med politik ingripa i resursallokeringen, exempelvis genom att införa miljöskatter eller regleringar av olika slag. Vad menar vi då med en *perfekt marknadsekonomi*? En perfekt marknadsekonomi kan sägas utgöra en teoretisk konstruktion som karakteriseras av att ett antal speciella villkor måste vara uppfyllda. Är något eller några av dessa villkor inte uppfyllda så löser inte den oreglerade marknadsekonomi samhällets resursallokeringsproblem på ett optimalt sätt – det finns med andra ord motiv för marknadsingripanden.

Det är framförallt tre villkor som är av intresse när vi diskuterar miljöpolitik. (1) det får inte finnas några externa effekter, (2) det får inte finnas några kollektiva varor och (3) samtliga konsumenter och producenter måste ha fullständig information. Är något eller några av dessa villkor inte uppfyllda brukar man säga att vi har ett marknadsmisslyckande, vilket innebär att det är motiverat med någon form av politik som kan korrigera för marknadsmisslyckandet i fråga.

Det marknadsmisslyckande som vanligtvis pekats ut som motiv för miljöpolitik är förekomsten av externa effekter. En extern effekt definieras vanligen som en ”sido-effekt” av konsumtion eller produktion som påverkar någon annans konsumtions- eller produktionsmöjligheter, utan att den som påverkas kompenseras (eller behöver betala för detta). Externa effekter kan sägas vara mer regel än undantag, och det finns därför ofta skäl till någon form av politiskt ingripande. Det bör noteras att externa effekter kan vara såväl negativa som positiva. Utsläpp av förorenade ämnen till vatten kan utgöra en negativ extern effekt på ett fiskeföretag, medan äppelodling kan vara en positiv extern effekt för en biodlare, och vice versa. Jordbruk kan generera såväl positiva externa effekter (”öppna landskap”) som negativa (övergödning). Regleras inte bondens produktion på ett eller annat sätt, exempelvis genom att hen betalas eller ersätts för ”produktionen” av öppna landskap, så kommer alltför lite öppna landskap att produceras. Likaledes, om bonden inte behöver betala eller ersätta de som lider skada av den övergödning som orsakas får vi mer övergödning än vad som vore optimalt för samhället.

En individs utsläpp av koldioxid (CO₂) till följd av bilkörning kan också vid en första anblick uppfattas som en extern effekt – mina utsläpp påverkar klimatet på ett sätt som drabbar inte bara mig utan alla andra individer. Men i just detta exempel får man vara lite försiktig eftersom individen betalar en skatt på drygt 1 krona/kilo CO₂ varje gång hen tankar bilen. Om vi leker med tanken att den miljökada som ett kilo CO₂ ger upphov till uppgår till 1 krona så innebär skatten att externaliteten

har ”internaliserats”, och vi kan då inte längre säga att utsläppen av CO₂ utgör en extern effekt. Med andra ord, en ”sidoeffekt” av en aktivitet, som i exemplen ovan, betyder nödvändigtvis inte att det är en extern effekt och att det därmed föreligger ett marknadsmisslyckande. Huruvida ”sidoeffekten” är en extern effekt eller inte beror på om den skada eller nytta som den ger upphov till på ett eller annat sätt fullt ut internaliserats i beslutsprocessen hos den som orsakar sidoeffekten.

Sammantaget innebär externa effekter således ett marknadsmisslyckande som bör korrigeras. Ett sätt att göra detta är att tvinga den som är orsaken till den externa effekten att betala för den skada man ger upphov till. Alternativt kan man på något sätt reglera utsläppen, t.ex. genom att lagar och förordningar endast tillåter en begränsad mängd utsläpp. Det senare innebär förstås också att man måste ”betala”, men mer indirekt genom ökade kostnader för rening eller minskade intäkter på grund av minskad produktion. Att förorenaren betalar för utsläppen, eller tvingas minska dem via regleringar, brukar benämnas ”polluter pays principle” (PPP). Skatten på koldioxid är ett exempel på PPP. Ett annat sätt att internalisera externaliteten är att de som drabbas ersätter, eller betalar, förorenaren för att minska utsläppen, vilket brukar benämnas ”victim pays principle” (VPP). Det senare kan tyckas konstigt eller rent av felaktigt, men huruvida PPP eller VPP ska tillämpas kan efter lite eftertanke kopplas till hur äganderätter till resurser ser ut.

Ett annat marknadsmisslyckande som kan sammankopplas med miljöpolitik är förekomsten av kollektiva varor. Man skulle kunna säga att kollektiva varor många gånger är grundorsaken till att vi har externa effekter. En kollektiv vara kan beskrivas som en vara där en individs konsumtion av en vara inte påverkar andra individers konsumtion av varan, och där man inte kan utestänga någon från att konsumera den. Läroboksexemplet på en kollektiv vara är ljuset från en fyr – ett skepp kan ”konsumera” fyrens ljus utan att det påverkar andra skepps möjligheter att konsumera ljuset från fyren. Ett i detta sammanhang mer relevant exempel är den luft vi andas eller atmosfären som reglerar vårt klimat. Vi kan inte förhindra någon att andas luften, och den finns där för alla att andas. En implikation av detta är att kollektiva varor som luft och atmosfär inte ägs av någon, vilket i sin tur omöjliggör marknadstransaktioner i vanlig mening. Att en vara är kollektiv till sin natur innebär vidare att värdet av den inte bara utgör värdet för den enskilde individen, utan summan av allas värden.

Ett annat exempel på marknadsmisslyckande rör skogens och jordbruksmarkens roll som s.k. kolsänka. Ökad skogstillväxt (via t.ex. plantering, gödning etc.) innebär en positiv extern effekt genom ökad inlagring av koldioxid. Precis som koldioxidutsläppen från förbränningen av fossila bränslen uppbär ett pris, borde (idealiskt sett) skogs- och jordbruket ersättas för sitt nettoupptag av koldioxid.

Teknisk kunskap kan ses som en kollektiv nytthet då den ”spiller över” på andra aktörer än de som har gjort investeringen. Det betyder att den som investerar i forskning och utveckling får bära hela kostnaden, medan vinsterna tillfaller många, vilket innebär att incitamenten att investera i ny kunskap blir för små ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Den här typen av teknik- eller innovationsmisslyckande kan förekomma både inom forsknings- och utvecklingsfasen och när tekniken introduceras på marknaden.² Här bör det påpekas att den här typen av potentiellt marknadsmisslyckande inte är något specifikt för miljö- eller klimatområdet, utan förmodligen minst lika förekommande inom andra sektorer och branscher. Med andra ord finns det inga starka argument för någon specifik ”innovationspolitik” mot just miljöområdet.

² Detta är ett starkt motiv till offentlig finansiering av forskning och utveckling.

Sammantaget innebär det att om en vara är kollektiv till sin natur kommer alltför lite av varan att tillhandahållas (om det är en kollektiv nytthet), och alltför mycket om det är en kollektiv onyttighet. Att utsläppen av koldioxid kan ses som en externalitet följer av att atmosfären är en kollektiv nytthet. Om jag minskar mina utsläpp av koldioxid så är det inte bara jag som påverkas av att klimatet ändras, utan även alla andra på jorden. Man kan säga att om jag minskar mina utsläpp med ett ton så får jag själv bära hela kostnaden, medan intäkterna tillfaller alla. Sammantaget innebär det att var och en av oss i frånvaro av regleringar inte minskar utsläppen i den mängd som är bäst för alla, vilket implicerar att utsläppen är en extern effekt.³

Ytterligare en typ av potentiellt marknadsmisslyckande är vissa typer av informationsbrister. Ett exempel på en potentiell eller möjlig informationsbrist är avsaknad eller brist på kunskap hos konsumenter vad gäller olika apparaters energieffektivitet eller miljöpåverkan. Den typen av ofullständig information kan i vissa fall utgöra ett marknadsmisslyckande, men långt ifrån alltid. Att informera sig om allt är kostsamt, och individer och företag nöjer sig därmed vanligen med en begränsad mängd information. En annan typ av informationsbrist som är mer problematisk och ger upphov till ett marknadsmisslyckande är när informationen är "asymmetrisk". Ett exempel är när en part, till exempel försäljaren av en vara, har mer information om varans kvalitet eller miljöprestanda än köparen. En sådan situation kan innebära att endast varor med låg kvalitet eller låg miljöprestanda blir tillgängliga på marknaden.⁴ Vissa återvunna produkter från avfallsområdet är ett möjligt exempel, då säljare av återvunna eller återanvända produkter inte alltid kan ta ut det pris som krävs för en produkt som håller hög kvalitet eftersom de som köper produkten inte alltid kan bedöma om den är av hög eller låg kvalitet. Det kan i förlängningen innebära att endast produkter med låg kvalitet kommer att finnas på marknaden.⁵

Sammanfattningsvis kan man säga att utifrån ett samhällsekonomiskt effektivitetsperspektiv är motiven för miljöpolitik i en marknadsekonomi att det finns något marknadsmisslyckande i form av externa effekter, kollektiva varor eller vissa typer av informationsbrister. Det i sin tur innebär att de specifika marknadsmisslyckandena måste identifieras, och att mål och medel i varje enskilt fall bestäms av detta. Är det koldioxiden som är den externa effekten som bidrar till global uppvärmning, då är det utsläpp av koldioxid och ingen annat som ska regleras eller beskattas; är det utsläppen av läckage av kväve som leder till övergödning, då är det utsläppen av kväve som ska regleras eller beskattas, osv.

³ Se Brännlund och Kriström (2010, 2012) för en mer utförlig diskussion.

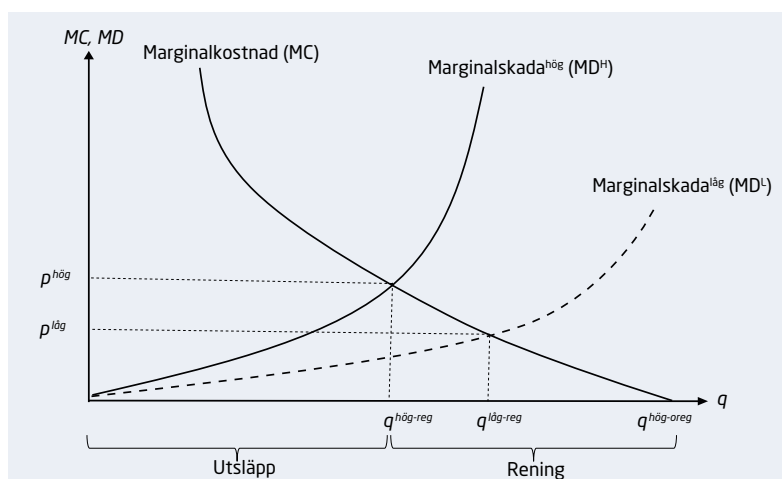
⁴ Det klassiska exemplet är marknaden för begagnade bilar. Eftersom köparen inte vet om en bil är av hög kvalitet så vill hen inte betala det pris som en bil av hög kvalitet kostar. Det betyder att i slutändan kommer endast bilar av dålig kvalitet ut på marknaden eftersom säljare av bilar med hög kvalitet inte får det pris som krävs ("The market for lemons", Akerlof, 1970).

⁵ Lundmark, R och E. Samakovlis (2011).

3 Mål i miljöpolitiken

I avsnittet ovan konstaterades att motiven för miljöpolitik är olika typer av marknadsmisslyckanden. Ett marknadsmisslyckande i form av utsläpp, exempelvis av ett förorenande ämne som orsakar någon form av miljöskada, betyder att det är detta utsläpp som ska regleras till dess att värdet av ytterligare en utsläppsminskning är lika med kostnaden för denna utsläppsminskning. Det betyder att om utsläppen ger upphov till stor skada, och skadan ökar mycket med ytterligare utsläpp, så innebär den optimala regleringen en relativt stor utsläppsminskning. Hur stor beror dock inte enbart på skadekostnaden, utan även på kostnaden av att minska utsläppen eftersom det ska råda balans mellan marginalska dan och marginalkostnaden för att minska skadan. Det handlar helt enkelt om att hitta balanspunkten mellan vad det är värt och vad det kostar. En illustration ges i figur 3.1.

Figur 3.1. Samhällsekonomiskt optimalt miljömål.



Källa: Egen konstruktion.

I figur 3.1 illustreras bestämningen av miljömål med hypotetiska funktioner för miljöskadan och (marginal-)kostnaden för att minska de utsläpp som orsakar skadan. Den horisontella axeln anger mängden utsläpp, och den vertikala marginalskadan, dvs. den skada ytterligare utsläpp ger upphov till, och marginalkostnaden för att minska utsläppen. Två olika skadefunktioner illustreras i figur 3.1 – en med relativt hög marginalska dan (MD^H) och en med relativt låg (MD^L). Vi ser också att marginalska dan är ökande i båda fallen, dvs. skadan ökar med ökade utsläpp.

I fallet med en hög skadekostnad (MD^H) och en oreglerad marknadsekonomi där producenter och konsumenter inte beaktar den externa effekten innebär illustrationen i figur 3.1 en utsläppsnivå lika med $q^{Hög-oreg}$. Vid den utsläppsnivån maximeras företagets vinster och individernas egennyttor. Vi ser att vid den utsläppsnivån är marginalska dan mycket hög, dvs. en marginell minskning skulle ha ett mycket stort värde i termer av minskad skada. Från figur 3.1 framgår det nu att varje ytterligare minskning av utsläppen är värd mer än den kostnad som det innebär, fram till punkten $q^{Hög-reg}$ där värdet av ytterligare en liten minskning av utsläppen är precis

lika stort som kostnaden för denna minskning. Utsläppsminskningar utöver $q^{hög-reg}$ innebär därmed att värdet understiger kostnaden; det kostar mer än vad det smakar. Sammantaget innebär det att målet ska sättas lika med $q^{hög-reg}$ – det ger rätt balans mellan värde och kostnad. Vi ser också att om skadan är lägre (MD^L) så innebär det att den optimala utsläppsminskningen är lägre, $q^{låg-reg}$, vilket naturligtvis är logiskt.

Principen för bestämning av miljömål som redogörs för ovan är i princip universell, dvs. den gäller oavsett miljöproblem. Den bygger på den enkla, och ur effektivitetssynpunkt logiska, principen att man ska sträva efter att få största möjliga netto nytta för samhället. En avvikelse från den enkla principen innebär de facto att vi hade kunnat göra det bättre för samhället som helhet. Anta exempelvis att man satt målet till $q^{reg-hög}$ trots att skadekostnaden är den lägre, MD^L . Det betyder att den ytterligare skadekostnad som en ökning med utsläppen med en enhet medför är lägre än den kostnadsbesparing som det skulle medföra. Ett annat sätt att uttrycka det är att de som gör kostnadsbesparingen mer än väl kan kompensera de som drabbas av den ytterligare skadekostnaden.

Även om principen är enkel så är den praktiska tillämpningen i många fall mycket svår och komplicerad. I många fall går det helt enkelt inte att tillämpa den på det enkla och stiliserade sätt som framställts här. Det finns flera skäl till detta. Det första och viktigaste är att vi ofta saknar bra kunskap och information om hur skade- och kostnadssambanden ser ut. I bästa fall har vi kanske några enstaka punkter på kurvorna att förhålla oss till. Med andra ord måste vi bestämma målen baserade på stor osäkerhet. Det andra skälet är att på grund av miljöproblemens karaktär så kan vi inte alltid som enskilt land själv fullt ut genom egna åtgärder påverka skadekostnaden. Globala miljöproblem som klimatproblemet och ozonproblemet är två exempel där vi som nation inte har rådighet över målet över huvud taget. Ett exempel på miljöproblem där vi inte fullt ut har rådighet, utan bara till viss del, är försurning av mark och vatten samt övergödningssproblemet i Östersjön. Försurningen är en följd av nedfall av svavel- och kväveföreningar. En betydande del av nedfallet på svensk mark av dessa ämnen har dock sin källa i andra länder vars utsläpp vi inte kan styra över. Samma sak gäller för övergödningen; endast en del av kväve- och fosforbelastningen i Östersjön härrör från svenska utsläppskällor. Den här typen av gränsöverskridande miljöproblem innebär att miljöpolitiken också måste vara gränsöverskridande – är problemet globalt måste målet också sättas globalt.

Klimatproblemet, exempelvis, är som sagt ett globalt miljöproblem i så måtto att effekten på klimatet är oberoende av utsläppskällans lokalisering. En följd av detta är, som redogjorts för tidigare, att om alla länder agerar i egenintresse så kommer den globala reduktionen som blir följden att bli lägre än den som ger största möjliga globala samhällsnytta. Till detta kommer ”snålskjutsproblemet”, dvs. att vissa länder tenderar att åka ”snålskjuts” på andra länders reduktioner.⁶ Den globala dimensionen utgör en väsentlig försvåring av miljöpolitik, vilket bl.a. förhandlingarna inom ramen för klimatkonventionen i Köpenhamn (COP 15, 2009) och Paris (COP 21, 2016) visar (se Grubb, 2010, Clémençon, 2016). Inte heller för miljöproblem som är nationella, eller lokala, är det helt problemfritt för Sverige som nation att bestämma mål enbart utifrån den princip som redovisas ovan, även om vi hade kunskap om skadekostnader och reduktionskostnader. Skälet är att Sverige som EU-land måste anpassa egna miljömål till de mål som beslutats av EU. Ett exempel är EU:s ramdirektiv för vatten (eller vattendirektivet), vilket anger vad EU-länderna minst ska klara vad gäller

⁶ Se Brännlund och Kriström (2010) för en mer uttömmande diskussion.

vattenkvalitet och tillgång på vatten. Direktivet är dock inte anpassat till olika länders specifika förhållanden, vare sig vad gäller konsekvenser på miljö eller kostnader, vilket kan innebära att det av EU satta målet för vattenkvalitet är för lågt eller högt för Sverige beroende på de specifika omständigheterna för Sverige – dels vad gäller kostnader för att förbättra kvaliteten, dels hur vi värderar högre kvalitet.

Sammanfattningsvis kan man säga att vilket mål man ska sätta beror på vad kostnaderna och intäkterna är i termer av reduktionskostnader och skadekostnader. Det betyder bl.a. att det i allmänhet inte går att säga att man ska minimera miljöskadorna, eller att vi ska ha ”noll-utsläpp”. Endast under extrema antaganden vad gäller kostnader och nyttor är det motiverat med ”noll-utsläpp”.⁷ Vidare kan det konstateras att de flesta miljömålen i praktiken inte bestäms utifrån explicita uppskattningar av kostnader och skador, beroende bl.a. på att det i många fall saknas konkreta uppskattningar av dessa. Det bör dock poängteras att i och med att ett mål bestäms, oavsett hur det görs, så har man gjort en implicit uppskattning av skade- och reduktionskostnaderna. Ett mycket strikt miljömål implicerar således en hög skadekostnad, relativt kostnaden att minska miljöpåverkan (eller om man så vill, låg reduktionskostnad relativt skadekostnaden). Med andra ord kommer man inte ifrån frågan om vad nyttan och kostnaden är av att minska en viss typ av miljöpåverkan.

I nästa avsnitt diskuteras hur de mål som satts ska nås, dvs. vilka åtgärder som ska vidtas och vilka styrmedel som kan användas för att genomföra åtgärderna.

⁷ Noll-utsläpp kan motiveras om antingen kostnaderna för att minska skadan är noll eller om skadekostnaden redan vid små utsläpp är mycket hög. Man kan tänka sig att utsläpp av radioaktivitet och vissa extremt farliga kemikalier har den senare egenskapen, vilket då kan motivera ett förbud mot utsläpp.

4 Medel i miljöpolitiken

I föregående avsnitt diskuterades målformuleringen i miljöpolitiken. Slutsatsen var att idealt ur ett effektivitetsperspektiv bör målet sättas så att nyttan, eller värdet, på marginalen av en miljöförbättring är lika med marginalkostnaden för denna förbättring. Det konstaterades också att miljömål sällan sätts explicit på detta sätt, beroende på bl.a. att kunskap om värdet av nyttorna och kostnaderna många gånger är ofullständig eller t.o.m. saknas.⁸

Oavsett hur målet bestäms måste det vidtas åtgärder i någon form för att målet ska nås. Det i sin tur kräver i regel någon form av politiskt ingripande i form av att något eller några styrmedel införs. Utgångspunkten här är, liksom vid diskussionen om målformuleringen, samhällsekonomisk effektivitet. Det betyder att de styrmedel som bör införas ska bidra till samhällsekonomisk effektivitet. Med samhällsekonomisk effektivitet menas en politik som ser till att en given miljöförbättring (målet) uppnås till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad. Uppfylls detta villkor råder ”kostnads-effektivitet”. Om dessutom miljöförbättringen drivs till den punkt där värdet av ytterligare miljöförbättring är lika med kostnaden för denna ytterligare miljöförbättring, så är miljöpolitiken samhällsekonomiskt optimal (Baumol and Oates, 1988, Brännlund och Kriström, 2010, 2012). Styrmedel som är kostnadseffektiva innebär således att ett givet mål, oavsett hur det bestäms, uppnås till lägsta möjliga kostnad. Det betyder dock inte nödvändigtvis att miljöpolitiken är samhällsekonomiskt optimal eftersom villkoret för måluppfyllelse inte nödvändigtvis är uppfyllt, dvs. nyttan av en miljöförbättring är inte nödvändigtvis lika med marginalkostnaden för denna förbättring. Detta kan vara fallet om målet sätts utan direkt kunskap om skade- eller reduktionskostnader.

Det bör noteras att mål och medel i princip inte kan separeras. Anta att vi i princip bestämt målet i enlighet med illustrationen i figur 3.1, vilket betyder att givet att vi vidtar åtgärder längs marginalkostnadskurvan (MC) mellan $q^{bög-oreg}$ och $q^{bög-reg}$ så uppnår vi samhällsekonomisk effektivitet – det optimala målet nås till lägsta kostnad. Anta nu istället att vi av någon anledning infört styrmedel som innebär att åtgärder med högre kostnader vidtagits. Eftersom det ska råda balans mellan marginalkostnad och marginalvärde av miljöförbättringen betyder det att målet är för ambitiöst satt – det kostar helt enkelt mer än vad det smakar.⁹

4.1 Typer av styrmedel i miljöpolitiken

I grunden handlar valet av styrmedel om att se till att det marknadsmisslyckande som utgör grunden till miljöproblemet undanröjs på ett så effektivt sätt som möjligt. Om marknadsmisslyckandet utgörs av en extern effekt, vilket ofta är fallet när det gäller miljöproblem, så gäller det med andra ord att välja det styrmedel som ”träffar”

⁸ En annan möjlig anledning till att ett miljömål inte sätts så att samhällsekonomisk effektivitet uppnås är att det står i konflikt med andra samhällsmål. Exempelvis kan det vara så att en specifik miljö kvalitetsförbättring står i konflikt med fördelnings- eller regionalpolitiska mål. Ett annat exempel är när det råder en målkonflikt mellan olika miljömål i den meningen att uppfyllandet av det ena försvårar, eller fördyrar, målfyllelse för det andra (se exempelvis Geijer m.fl., 2011, 2014).

⁹ Se Brännlund (2008) för en mer utförlig diskussion kring mål och medel i klimatpolitiken.

orsaken till miljöproblemet. Tre huvudtyper av styrmedel finns till förfogande: (1) administrativa styrmedel, (2) ekonomiska styrmedel och (3) informationsbaserade styrmedel. Allmänt går inte att säga att det ena styrmedlet är bättre än det andra, utan det beror på bl.a. miljöproblemetens egenskaper från fall till fall.

Administrativa styrmedel

Traditionellt sett har miljöpolitiken i Sverige och många andra länder baserats på administrativa styrmedel. De består vanligen av olika former av direkta regleringar och kontroll som kommer till uttryck i lagar, normer och förordningar. Det kanske vanligaste administrativa styrmedlet är gränsvärden för utsläpp från enskilda aktiviteter och anläggningar.¹⁰ En uppenbar fördel med administrativa styrmedel, som exempelvis en kvantitativ reglering, är att de vanligtvis har hög måluppfyllelse. Regleraren kan med andra ord försäkra sig om att ett utsläpps- eller miljömål uppnås genom att ålägga varje aktör, eller utsläppskälla, ett specifikt utsläppsåtagande så att summan av alla aktörers reglerade utsläpp uppgår till den av regleraren önskade totala utsläppsmängden. Exempelvis kan man förbjuda en viss typ av utsläpp.

Det är två (åtminstone) potentiella problem med regleringar av den här typen. Det första är att man inte med säkerhet vet vad det sammantaget kommer att kosta samhället ifall regleraren inte har detaljerad kunskap om de enskilda aktörernas reduktionskostnader. Det andra är att en kostnadseffektiv reglering kräver att varje enskild aktör regleras så att marginalkostnaden för ytterligare utsläppsreduktioner är lika för varje enskild utsläppskälla eller aktör som orsakar miljöproblemet. Det betyder i sin tur att regleraren behöver veta varje enskild aktörs reduktionskostnader. Är det få aktörer, eller utsläppskällor, är det inte otänkbart att en reglering av detta slag kan komma nära kostnadseffektivitet. Men är det många utsläppskällor som skiljer sig åt på olika sätt leder en reglering av detta slag sannolikt inte till kostnadseffektivitet. Utsläpp från biltrafik är ett bra exempel när en reglering fungerar dåligt ur ett effektivitetsperspektiv. I Sverige finns miljoner bilar och bilister av olika slag, och värdet av att använda bilen skiljer sig åt mellan olika individer. Att reglera var och en av dessa bilägare så att den totala önskade minskningen av bensinkonsumtion (och därmed koldioxidutsläpp) uppnås till minsta möjliga kostnad (eller nyttofall) är en formidabel uppgift eftersom det skulle kräva att regleraren har kunskap om varje bilägars preferenser för att åka bil. Ytterligare en aspekt är att kvantitativa och teknologiska regleringar i mångt och mycket bygger på att ”regleraren vet bäst”, vilket inte ger särskilt starka incitament till teknikutveckling och innovationer.

Sammanfattningsvis kan man säga att kvantitativa regleringar av olika slag har små förutsättningar att vara kostnadseffektiva. I fall med få aktörer eller fall där det är mycket viktigt att målet uppnås kan dock en kvantitativ reglering motiveras.

Ekonomiska styrmedel

Ekonomiska styrmedel är sådana som styr genom ekonomiska, eller monetära, incitament. De vanligaste är skatter, avgifter och subventioner av olika slag. Exempel på skatter som har ett miljöstyrande syfte är koldioxidskatten och svavelskatten. Energiskatten, däremot, kan inte sägas vara en miljöskatt även om den styr mot minskad energianvändning. Skälet är att energin i sig inte utgör något miljöproblem, och det finns därför inget miljöskäl att styra produktion och konsumtion av energi.

¹⁰ Se Bergquist och Marklund (2011) för en historisk översikt av den moderna miljöpolitiken i Sverige.

Det eventuella problemet är hur energin genereras. En skatt på energi gör således ingen åtskillnad på om energin kommer från en fullständigt ”ren” källa eller från en ”smutsig” – den träffar inte problemet.

Kväveoxidavgiften är ett exempel på en miljöavgift. Att den benämns ”avgift” följer av att intäkterna inte går till statskassan, utan går tillbaka till de avgiftsskyldiga anläggningarna i förhållande till hur mycket energi den enskilda anläggningen producerar.¹¹

Exempel på subventioner som tillämpas i miljöstyrande syfte är olika investeringsbidrag som klimatinvesteringsprogrammet Klimp som pågick 2003–2012 (Naturvårdsverket, 2013) och det nyare Klimatklivet.¹² En annan typ av subvention som i grunden motiveras av miljöskäl är kvotplikten och det medföljande elcertifikatssystemet för förnyelsebar el. Rätt utformad kan en subvention som innebär att man får betalt för att inte smutsa ner, till exempel en subvention till användning av biobränsle, vara kortsiktigt kostnadseffektiv. På längre sikt är dock en subvention ineffektiv och ger fel signal till konsumenter (eller producenter) eftersom den innebär att den vara som subventioneras blir billigare med högre konsumtion som följd. En subvention till producenter av biobränslen, exempelvis, innebär att bränsleanvändningen på sikt ökar, vilket naturligtvis inte har något egenvärde då det inte är någon positiv externalitet förknippad med bränsleanvändning (se Baumol och Oates, 1988). Detta talar mot subventioner som styrmedel för att komma till rätta med negativa externa effekter. En skatt är entydig i så måtto att såväl de kortsiktiga som långsiktiga förutsättningarna att ”producera utsläpp” försämras.

Utsläppshandelssystem, som exempelvis EU:s handelssystem för växthusgaser (EU ETS), är till viss del ett ekonomiskt styrmedel, och till viss del ett administrativt.¹³ Det ”administrativa” i EU ETS är att utsläppstaket är en direkt kvantitativ reglering, medan det ”ekonomiska” följer av att man kan köpa och sälja utsläppsrätter, vilket skapar en marknad och därmed ett marknadspris för utsläppsrätter. Utsläppshandelssystem kan därmed ses som en hybrid mellan administrativa och ekonomiska styrmedel.

Ekonomiska styrmedel i form av en skatt eller avgift kan sägas vara incitaments- eller resultatbaserade, vilket innebär att skatten eller avgiften ska ge incitament till att vidta åtgärder som leder till resultat, utan att direkt peka ut vilka åtgärder som ska vidtas. Den uppenbara fördelen med detta är att regleraren i detta fall inte behöver detaljerad kunskap om de enskilda utsläppskällornas teknologi och kostnader för miljöförbättringar. I exemplet ovan med utsläpp av koldioxid från biltrafik innebär koldioxidskatten att varje enskild bilist får betala samma skatt per kilo koldioxid. Det betyder att var och en kommer att anpassa sin bensinkonsumtion till detta, vilket i förlängningen innebär att varje enskild bilist har samma marginalkostnad för att minska koldioxidutsläppen (bensinkonsumtionen). Det här betyder att miljöskatter i allmänhet, om de utformas rätt, är kostnadseffektiva, dvs. den miljöförbättring som blir resultatet nås till lägsta möjliga kostnad. En annan fördel med en rätt utformad miljöskatt är att den ger tydliga incitament till innovationer och teknisk utveckling (Milliman och Prince, 1989, Jaffe m.fl., 2002, Brännlund och Kriström, 2012).

¹¹ Se Naturvårdsverket (2012) och Söderholm (2013) för en beskrivning och utvärdering av kväveavgiftssystemet.

¹² Se <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Bidrag/Klimatklivet/Om-Klimatklivet/>.

¹³ Se <http://www.utslappshandel.se/ustart> för en beskrivning av systemet.

Huvudskälet är att en miljöskatt innebär att man utöver kostnaden för att minska utsläppen, vilken man även har vid en reglering, får betala för de återstående utsläppen. Det betyder att det finns incitament att hitta på eller ta till sig nya sätt att minska utsläppen för att undvika en skattebetalning.

En nackdel med miljöskatter är att man inte med säkerhet vet hur högt skatten ska sättas för att målet ska nås. Ju sämre kunskapen är om vilka kostnader företag och individer har för att minska sin miljöpåverkan, desto svårare är det att sätta rätt skatt. Underskattar man kostnaden är risken stor att skatten sätts för lågt i förhållande till det mål man vill nå. Överskattar man kostnaden är risken den omvända.¹⁴

Det är i skenet av det senare man ska se fördelarna med ett hybridstyrmedel som utsläppshandel. Det har både det kvantitativa styrmedlets fördel med måluppfyllelse, i och med att antalet utsläppsrätter som släpps är lika med det mål som bestämts, och skattens fördelar i och med att det etableras ett pris på utsläppsrätter. Det europeiska handelssystemet, EU ETS, är ett bra exempel på hur ett utsläppshandelssystem kan fungera, och som därmed allokera den av EU bestämda utsläppsminskningen på ett kostnadseffektivt sätt.¹⁵ Systemet har dock kritiserats på framförallt två punkter (se exempelvis Wråke m.fl., 2012). Den ena är att allokeringen av utsläppsrätterna varit gratis, och den andra att priset på utsläppsrätter periodvis varit mycket lågt, vilket kritikerna menar visar att systemet inte fungerar (se exempelvis Wråke m.fl., 2012). Gratis fördelning av utsläppsrätter är inget som i allmänhet innebär att systemet är ineffektivt, dock kan det möjligen kritiseras av fördelningsskäl eftersom det innebär en omfördelning av en tillgång från staten till företagen. Men tilldelningsprincipen har ändrats så att 40 procent av det årliga utbudet på utsläppsrätter år 2013 auktioneras ut.¹⁶ Vad gäller kritiken mot det låga priset under vissa perioder kan det snarare ses som ett tecken på att systemet fungerar bra. Att priset är lågt beror till största delen på att efterfrågan på utsläppsrätter är lågt i förhållande till utbudet. Att efterfrågan varit lägre än förväntat beror till viss del på finanskrisen 2008 och till viss del på subventioner till förnyelsebar elproduktion i vissa länder. Det senare har gjort det lönsamt att överge kol som primärt bränsle, med följderna att efterfrågan på utsläppsrätter minskat vilket i sin tur pressat priset på utsläppsrätter.

Sammanfattningsvis kan man säga att ekonomiska styrmedel har goda förutsättningar att vara kostnadseffektiva. En förutsättning är dock att de utformas på rätt sätt och träffar källan till problemet. En miljöskatt, där källan till problemet beskattas på samma sätt oavsett vem som släpper ut eller var utsläppen sker, innebär de facto att samtliga utsläppskällor möter samma marginalkostnad för att släppa ut, vilket är villkoret för kostnadseffektivitet. En nackdel med en miljöskatt av det slaget är att man inte kan garantera att ett givet mål uppnås. Ett utsläppshandelssystem som EU ETS, som kombinerar fördelen med en reglering med fördelarna med en miljöskatt, kan därför i många fall ses som ett överlägset system. Oavsett vilket styrmedel som används, skatt eller utsläppshandel, måste den globala eller internationella dimensionen beaktas. En koldioxidskatt eller ett utsläppstak som i alltför hög grad avviker från åtgärder som vidtas i länder utanför EU riskerar att leda till ”kolläckage”, dvs. att utsläppen flyttar till andra länder med små eller inga globala effekter som följd.

¹⁴ Om den faktiska kostnaden visar sig vara mycket högre/lägre än den uppskattade så finns det naturligtvis goda skäl att ompröva målet och sänka/höja det.

¹⁵ Se Zetterberg m.fl., 2014, för en bra beskrivning av systemet.

¹⁶ Under den aktuella handelsperioden (2013–2020) kommer 57 % av det totala antalet utsläppsrätter att auktioneras (https://ec.europa.eu/clima/policies/ets/allowances_en).

Informationsbaserade styrmedel

Informationsbaserade styrmedel kan vara mycket vittskilda. Det kan vara krav på miljömärkningar av olika slag och olika typer av informationskampanjer. Inte minst har så kallade sociala eller samhälleliga ”knuffar” blivit populära som en form av miljöpolitiskt styrmedel. Nudges, eller ”knuffar”, är ett beteende-psykologiskt begrepp som lanserades av Thaler och Sunstein (2008). Det bygger på att individer till viss del är irrationella, men att regleraren med en informativ ”knuff” kan påverka individerna till att ändra sitt beteende till ett som är bättre för dem själva och andra – regleraren ger hjälp att välja ”rätt”.¹⁷ En annan typ av informativt styrmedel är obligatoriska krav på deklARATIONER av olika slag. Exempel på det senare är krav på energideklARATIONER för byggnader, vilket infördes 2008 i Sverige (Broberg m.fl., 2018).¹⁸ Allmänt är huvudsyftet med informativa styrmedel att medvetandegöra konsumenterna och producenter så att de på frivillig väg, via beteendeförändringar, vidtar åtgärder som minskar deras miljöpåverkan. EnergideklARATIONERNA för byggnader, exempelvis, syftar till att ge ägarna information om potentiella investeringar i energieffektiviseringar. Det är omtvistat hur verkningsfulla och effektiva informativa styrmedel är (se exempelvis Broberg och Kazukauskas, 2014).

Sammanfattningsvis kan informationsbaserade styrmedel framförallt ses som ett komplement till administrativa och ekonomiska styrmedel. Exempelvis kan man inte utesluta att en informationskampanj i samband med införandet, eller en förändring av en miljöskatt, förstärker effekten av skatten eller skapar acceptans för en viss typ av reglering eller skatt.

4.2 Val av styrmedel i praktiken

I avsnitten ovan har det redogjorts för hur ett miljömål och medel i princip bör bestämmas, samt vilka typer av styrmedel som står till buds och deras huvudsakliga för- och nackdelar. Sett ur ett effektivitetsperspektiv var slutsatsen att medel, eller åtgärder, bör väljas så att det mål som bestäms uppnås till minsta kostnad. Det konstaterades också att det under vissa förutsättningar inte spelar någon roll om vi använder ekonomiska styrmedel eller någon form av kvantitativ reglering så länge vi har fullständig information om miljöskadestnader och kostnaderna för minskad miljöpåverkan för samtliga aktörer som orsakar skadorna. Vidare visade vi att ekonomiska styrmedel som exempelvis miljöskatter och överlåtbara utsläppsrättigheter är kostnadseffektiva, även om vi saknar fullständig information. Det betyder att exempelvis en miljöskatt, rätt utformad, kommer att leda till en för samhället kostnadsminimerande fördelning av utsläppen. Detta gäller oavsett vilken nivå på skatten man väljer. Skattenivån kan bestämmas utifrån ett givet miljömål, eller genom en uttrycklig beräkning av kostnader och intäkter för att reducera miljöbelastningen. I princip behöver man bara besluta om att varje källa ska erlägga en skatt för de utsläpp som inte renas. Detta är ett mycket starkt argument för att välja ekonomiska styrmedel, men det är felaktigt att hävda att ekonomiska styrmedel utgör en patentlösning.

¹⁷ Begreppet har kritiserats, inte minst om ”knuffar” används som en samhälleligt styrmedel. Kritiken går bl.a. ut på att ”knuffar” till viss del manipulerar människors fria val (se exempelvis Stoker och Smith, 2008, Sugden, 2009, Wells, 2010, Moseley och Stoker, 2013). Ett annat problem är att det är svårt att veta hur effektiva knuffar bör utformas och att knuffar långsiktigt riskerar göra individer avtrubbade.

¹⁸ EnergideklARATIONEN innefattar en temperaturanpassad uppskattning av byggnadens energiprestanda (kWh per m²), en energimärkning från A till G. Vidare ges förslag på hur man effektivt kan förbättra byggnadens energiprestanda (Broberg m.fl. 2018).

Plus och minus med de olika typerna av styrmedel kan sammanfattas som följer:

Reglering i form av utsläppskrav	
+	Säkerhet vad gäller måluppfyllelse
-	Leder i allmänhet <i>inte</i> till en kostnadseffektiv måluppfyllelse
Krav på specifik teknik och/eller reningsutrustning	
+	Säkerhet vad gäller måluppfyllelse om det kombineras med utsläppsreglering
-	Osäkerhet vad gäller måluppfyllelse om det <i>inte</i> kombineras med utsläppsreglering
-	Leder i allmänhet <i>inte</i> till en kostnadseffektiv måluppfyllelse
Miljöskatt	
+	Den utsläppsreduktion eller minskade miljöskada som blir resultatet uppnås till minsta möjliga samhällskostnad (kostnadseffektivitet)
+	Stärker incitamenten för teknisk utveckling
+	Ger skatteintäkter
-	Osäkerhet vad gäller måluppfyllelse
System med överlåtbara rättigheter (till exempel utsläppshandel)	
+	Säkerhet vad gäller måluppfyllelse
+	Leder till att målet nås till minsta möjliga samhällskostnad (kostnadseffektivitet)

Sammanfattningsvis implicerar dessa plus och minus att:

1. om måluppfyllelse är mycket viktigt och det är få aktörer eller utsläppskällor, då är en kvantitativ reglering ett bra val,
2. om måluppfyllelse *inte* är mycket viktigt och det är många aktörer eller utsläppskällor, då är en miljöskatt eller ett system med utsläppshandel ett bra val,
3. om måluppfyllelse är mycket viktigt och det är många aktörer, då är ett system med utsläppshandel ett bra val.

Återigen är det viktigt att påpeka att grundvillkoret för att en reglering eller skatt ska vara kostnadseffektiv är att regleringen eller skatten ”träffar” det som orsakar miljöproblemet.

Vikten av måluppfyllelse är naturligtvis starkt kopplad till vilken ytterligare miljöskada som blir följderna av att målet inte nås. Är miljöskadan starkt tilltagande, relativt kostnaden för att undvika ytterligare miljöskada, blir måluppfyllelse viktigt och därmed kan en kvantitativ reglering vara mer eller mindre nödvändig. Är det väldigt många utsläppskällor, eller aktörer, omöjliggörs mer eller mindre en kostnadseffektiv reglering. Då bör istället någon form av handelssystem övervägas.

I praktiken används vanligen inte enbart ett styrmedel för att styra mot ett visst mål, utan flera olika typer av styrmedel är vanligt. Det tydligaste exemplet är skatt eller avgift på utsläpp från verksamheter som redan regleras genom verksamhetens miljötillstånd och villkor. Villkoren fastställs efter en lång process (ofta flera år) och baseras på underlag i form av tekniska beskrivningar eller utredningar och påverkansanalyser. Huruvida den typen av ”dubbelstyrning” är motiverad och

effektiv går i allmänhet inte att säga utan beror på miljöproblemets karaktär och eventuell förekomst av osäkerheter och andra externaliteter (se Benneer och Stavins, 2007, Söderholm, 2012). I vissa fall kan det vara motiverat att kombinera en miljöskatt med någon form av reglering, exempelvis ett krav på maximal utsläppsnivå. Ett sådant fall är när det råder viss osäkerhet om hur stor utsläppsreduktion skatten ger upphov till, samtidigt som det är viktigt att utsläppen inte överskrider en viss nivå. Det är dock svårt att se hur en ”dubbelstyrning” i form av krav på ”bästa möjliga teknik” i kombination med en miljöskatt skulle kunna vara effektiv. En av de stora fördelarna med en miljöskatt är att den ger incitament för företag att vidta de mest effektiva åtgärderna, inklusive eventuella investeringar i ny och effektivare teknologi. Ett av samhället satt krav om bästa möjliga teknik innebär de facto att företagets valmängd begränsas vad gäller investeringar, vilket sammantaget innebär en förtydning för att nå en specifik utsläppsreduktion.

Sammanfattningsvis kan man säga att det finns starka skäl till att göra en översyn av vilka styrmedel som används i olika sammanhang, för att på så sätt få en uppfattning om omfattningen av ”dubbelstyrning” och i vilka fall det kan vara motiverat eller inte.

Ytterligare en aspekt på valet, eller snarare utformningen, av styrmedel rör huruvida utsläpp eller aktiviteter har lokala, regionala eller globala effekter. Koldioxidutsläpp, exempelvis, bidrar till växthuseffekten på grund av att koncentrationen av växthusgaser i atmosfären ökar. Detta bidrag är dock helt oberoende av utsläppskällans geografiska lokalisering. Det betyder att en utsläppsminskning är lika mycket värd, oavsett var i världen den görs. Det implicerar i sin tur att en kostnadseffektiv klimatpolitik måste vara global. Marginalkostnaden för att minska utsläppen måste vara lika för alla utsläppskällor i hela världen för att politiken ska kunna anses effektiv. Är den inte det så betyder det att kostnaderna totalt sett kan bli lägre genom att flytta utsläppsreduktioner från källor med höga kostnader till källor med låga kostnader. Ett annat sätt att uttrycka detta är att ett enskilt land inte har full kontroll över problemet. Särskilt ett litet land som Sverige kan helt enkelt inte självt sätta ett klimatmål. Det vi möjligen kan göra är att sätta ett mål vad gäller våra nationella utsläppsminskningar, men det betyder inte nödvändigtvis att de globala utsläppen minskar. Bland annat måste risken för ”kolläckage” tas i beaktande vid utformningen av styrmedel. Lite, eller inget, är vunnet ifall en svensk nationell klimatpolitik leder till att verksamheter, och därmed utsläpp, ”flyttar” till andra länder.¹⁹

Den fullständigt globala problematiken som är förknippad med växthusgaser utgör dock möjligen ett undantag snarare än en regel. I många fall bidrar aktiviteter och utsläpp till flera problem, varav några är regionala och lokala. Avgaser från biltrafik har exempelvis i princip två miljöeffekter – en global effekt i form av utsläpp av växthusgaser och en lokal effekt i form av direkta hälsoeffekter, påverkan på byggnader, buller etc. Miljöpolitiken måste i detta fall lösa flera problem: det globala problemet och de lokala problemen. Det betyder att det i princip behövs lika många styrmedel som det är problem – ett för det globala problemet (som bestäms på global nivå) och ett för vart och ett av de lokala problemen för att på ett kostnadseffektivt sätt lösa alla problemen. En enhetlig miljöskatt (koldioxidskatt) på exempelvis bensin, som sätts i syfte att nå ett globalt eller nationellt utsläppsmål, innebär inte nödvändigtvis att de lokala målen nås. Skador från biltrafik och utsläpp av luftförorenande ämnen

¹⁹ Se Brännlund och Kriström (2010) för en mer uttömmande diskussion om en effektiv klimatpolitik. Det finns en mycket omfattande litteratur kring problemet med ”kolläckage” och hur ett enskilt land ska utforma politiken när den risken finns (se exempelvis Hoel, 1991, 1996, och Böhringer m.fl., 2012).

varierar dessutom geografiskt. Exempelvis är skadorna större i städer där många människor exponeras än på landsbygden där det bor få människor. Sammantaget innebär det att enbart en enhetlig koldioxidskatt inte är tillräcklig, det behövs ytterligare ett styrmedel. En tänkbar lösning är en bensinskatt som består av två komponenter: en komponent som adresserar koldioxidmålet, och en som adresserar det lokala eller regionala målet. Det betyder i praktiken att bensinskatten måste differentieras regionalt, eller lokalt, vilket för med sig en rad praktiska nackdelar (gränshandel, att det upplevs orättvist m.m.). Ett annat sätt som redan tillämpas på många håll, bl.a. i Stockholm och Göteborg, är biltullar, eller trängselavgifter för att vara mer precis. En kombination av koldioxidskatt och biltullar har förutsättningar att lösa två problem på ett kostnadseffektivt sätt.

Ett annat sätt att se på detta är att ett visst styrmedel, exempelvis koldioxidskatten, kan ha positiva sidonyttor i form av minskade utsläpp av luftföroreningar. Givet att man inte har internaliserat skadan för luftföroreningarna via någon reglering eller skatt kan det därför vara motiverat med en koldioxidskatt som leder till att det nationella koldioxidmålet överträffas. Detta är dock en form av ”second-best-lösning”; ”first-best” vore två styrmedel, ett för varje problem. Hur mycket högre en skatt ska sättas i ”second-best” beror förstås på hur stora sidonyttorna är.²⁰ Den bedömning som görs i Konjunkturinstitutet (2017a) är att sidonyttorna av koldioxidskatten i Sverige är små, inte minst på grund av att många luftföroreningar, exempelvis kväveföreningar och partiklar, är reglerade eller avgiftsbelagda.²¹

Ett mellanting mellan fullständigt globala och fullständigt lokala miljöproblem är miljöproblem som till viss del är gränsöverskridande. Typexempel på sådana miljöproblem är försurning av mark och vatten samt övergödningensproblemet i Östersjön. Försurning drabbar framförallt näringsfattiga sjöar och vattendrag samt barrskogsmarker. Källan till problemet är framförallt utsläpp av svaveldioxid (SO₂) och kväveföreningar (NO_x) från förbränning av fossila bränslen och biobränslen. Att problemet är gränsöverskridande beror på att ämnena med vindarnas hjälp transporteras hundratals kilometer innan de når marken med nederbörd. Det senare betyder att en minskning av utsläpp av SO₂ och NO_x i Sverige inte nödvändigtvis leder till minskat nedfall, och därmed minskad försurning i Sverige, eftersom en betydande andel av nedfallet kommer från andra länder (framförallt Polen och Tyskland).²² Övergödningensproblematiken i Östersjön kan beskrivas på liknande sätt. Källan till övergödningen i Östersjön är framförallt läckage av näringsämnen som kväve och fosfor från jord- och skogsbruk, samt utsläpp från avloppsreningsverk och industrier runt Östersjön. Det betyder, liksom i fallet med försurning, att problemet är gränsöverskridande och att det därmed måste till en politik som är gränsöverskridande. Den tidigare svenska skatten på handelsgödsel bidrog visserligen till minskat kväveläckage från svenskt jordbruk, men eftersom det svenska bidraget är relativt litet är effekten på övergödningen i Östersjön begränsad. En isolerad svensk skatt på handelsgödsel riskerar också att försämra det svenska jordbrukets konkurrenskraft relativt jordbruk i andra länder runt Östersjön, vilket kan leda till ett ”produktionsläckage”, dvs. att jordbruksproduktion och därmed läckage av näringsämnen flyttar till andra länder.²³

²⁰ För en mer stringent redogörelse för optimal miljöbeskattning och kopplingen till sidonyttor när det finns flera externaliteter ges i Ambec och Coria (2013) och Konjunkturinstitutet (2017b).

²¹ Parry m.fl. (2015) kommer fram till att sidonyttorna av en koldioxidskatt är betydande framförallt i länder med stora luftkvalitetsproblem som Kina. Sidonyttorna består framförallt av förbättrad hälsa.

²² Det totala nedfallet har nästan halverats de senaste 30 åren, från ca 8 kg/hektar 1990 till ca 5 kg/hektar i sydvästra Sverige (som är mest utsatt). Cirka 90 % av nedfallet har utländska källor, framförallt Polen och Tyskland (se <https://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikator sida/Fordjupning/?iid=101&pl=2&t=Lan&l=1>).

²³ Se Konjunkturinstitutet, 2014, för en diskussion kring den svenska gödselskatten.

Sammanfattningsvis har den geografiska dimensionen implikationer för utformningen av miljöpolitiken, utöver valet mellan reglering och skatt. Oavsett om en reglering eller skatt väljs måste de faktorer som diskuterats ovan beaktas. I vissa fall kan det innebära att en isolerad svensk reglering eller skatt är effektiv, som i fallet med många lokala miljöproblem som luftföroreningar och buller, medan en svensk isolerad politik i andra fall kan vara ineffektiv och i vissa fall kontraproduktiv (se vidare analysen av flygskatten i avsnitt 6).

I nästa avsnitt diskuteras och analyseras mer specifikt de miljöskatter som finns i Sverige. Redogörelsen fokuserar på i vilken mån de adresserar ett specifikt miljöproblem och i vilken mån de kan anses vara av mer fiskal natur. Vidare ges en redogörelse och analys av ”grön skatteväxling”, som är nära kopplat till miljöbeskattning.

5 Miljöskatter i Sverige

Som diskuterats tidigare har styrningen i miljöpolitiken traditionellt baserats på administrativa styrmedel i form av tillståndsprövningar, tekniska krav och kvantitativa regleringar. Visserligen har det i Sverige sedan länge funnits skatter på miljöpåverkande verksamhet (bensin- och energiskatt exempelvis), men egentliga miljöskatter är ett relativt nytt inslag i den svenska miljöpolitiken. Det stora avstampet för användningen av skatter i miljöpolitiken kom först i slutet av 80-talet med de förslag som lämnades av den statliga utredningen ”Miljöavgiftsutredningen” (SOU 1989:21, SOU:1990:59). I utredningen lämnades en rad förslag på miljöskatter, exempelvis skatt på massaindustrins utsläpp av klor, svavelskatt, koldioxidskatt, kväveoxidavgift, miljöavgiftssystem för flyg och sjöfart samt en mängd andra förslag. En del av utredningens förslag antogs av riksdagen, medan andra lades i malpåse eller förkastades. De viktigaste förslagen som antogs, och som också var en del av den stora skattereformen 1990, var svavelskatten, kväveoxidavgiften och koldioxidskatten. Det var framförallt koldioxidskatten som var viktig som en del i finansieringen av sänkta inkomstskatter. Det som var intressant med dessa skatter ur miljöekonomisk synvinkel var att det var de första riktiga miljöskatterna i den meningen att det var svavel- respektive koldioxidinnehållet i olika bränslen som beskattades, och inte bränslet eller energin i sig.²⁴ Fortfarande kan man med fog säga att dessa skatter, och framförallt koldioxidskatten, är de beloppsmässigt viktigaste miljöskatterna och som rönt mest intresse från andra länder.

När koldioxidskatten introducerades sattes nivån till 25 öre/kilo CO₂ (39 öre i 2017 års penningvärde). Idag är skatten i dagens penningvärde cirka 115 öre/kilo, dvs. nära nog en tredubbling reallt sedan 1990.²⁵ Utöver svavel- och koldioxidskatt har ett antal skatter som benämns miljöskatt kommit och gått genom åren, bl.a. skatt på handelsgödsel och bekämpningsmedel, avgifter på olika typer av batterier, naturgrus-skatt samt deponiskatt för avfall.

5.1 Miljörelaterade skatter - styrande eller fiskala?

Utöver de miljöskatter som refererats till ovan finns det ett antal skatter och pålagor som brukar benämnas miljöskatter i vissa sammanhang. De viktigaste är energiskatt på elkonsumention, elproduktion och bränslen samt fordonsskatter. Åtminstone två frågor är värda att diskutera vad gäller dessa skatter. Den första är om syftet med den typen av skatter är att de ska vara styrande, eller om de i huvudsak har ett fiskalt syfte? Den andra är huruvida de är styrande eller inte, och om de styr på ett kostnadseffektivt sätt?

Som diskuterats tidigare kan inte energiskatter betraktas som en miljöskatt eftersom det inte är energin i sig som är problemet. Som konsument får jag betala samma energiskatt på el, oavsett hur elen produceras. Visserligen har de en miljöeffekt eftersom de påverkar företagets produktion och människors konsumtion, men de

²⁴ En del av den befintliga energiskatten för bränslen gjordes om till en koldioxidskatt. I förstone kan man tycka att detta var ren kosmetik. Men eftersom beskattningen flyttades från att belasta energi till koldioxid så blev skatten plötsligt tydligt styrande eftersom bränslen med högt kol innehåll per energienhet beskattades hårdare än bränslen med lågt kol innehåll.

²⁵ Verksamheter som ingår i EU ETS är undantagna koldioxidskatt. Vidare är koldioxidskatten på dieselbränsle som används i arbetsmaskiner inom, jordbruk, skogsbruk och vattenbruk nedsatt (se Konjunkturinstitutet 2017a).

slår blint och ”träffar” inte det eventuella miljöproblem som produktion och konsumtion av energi kan ge upphov till.²⁶ Sammantaget betyder det att en energiskatt inte är ett kostnadseffektivt styrmedel om syftet är miljöstyrande.

Liknande argumentation kan tillämpas på den koldioxiddifferentierade fordonsskatten. Bilen i sig är inte problemet, utan det är de utsläpp som blir resultatet när bilen används. En fordonsskatt är helt oberoende av om jag använder bilen eller inte, vilket betyder att den inte ”träffar” rätt. Istället är det koldioxiden, svavlet och kväveoxiden som blir resultatet vid användningen av bilen som ska beskattas. Sammantaget innebär dessa skatter en snedvridning av konsumenters konsumtionsval mellan olika typer av bilar, energi och andra varor, vilket i sig skapar en ineffektivitet. Vad gäller just den differentierade fordonsskatten kan det inte uteslutas att den är verkningslös, vad gäller utsläppsminskningar, eller till och med leder till ökade utsläpp. En starkt differentierad fordonsskatt där bilar med hög bränsleförbrukning beskattas hårt relativt de med låg förbrukning kan leda till en form av rekyleffekt (”rebound effect”). Ett byte av bil från en med höga till låga utsläpp innebär att driftskostnaden (bränslekostnaden) minskar, vilket kan leda till att man kör mer bil och att effekten av en snålare bil därmed helt eller delvis återtåtar.²⁷

Ett annat exempel där styrningen är minst sagt diskutabel är den tidigare skatten på termisk effekt i kärnkraftverken och fastighetsskatten på vattenkraftverk.²⁸ Dessa brukar benämnas ”miljöskatt”, men de är båda utmärkta exempel på en icke-styrande skatt. Eftersom skatten på termisk effekt är just en *skatt på effekt*, och därmed oberoende av hur mycket el man genererar, påverkar den inte den rörliga produktionskostnaden (marginalkostnaden), och därmed heller inte driften. Det betyder självfallet att den inte hade någon styrande effekt. Även en produktionsskatt på kärnkraftsel vore ett bra exempel på ett dåligt styrmedel. Marginalkostnaden för att producera el i ett kärnkraftverk är närmast konstant. Det betyder att en skatt på produktion inte har någon, eller mycket liten, effekt på driften så länge som intäkten per enhet (elpriset) är högre än marginalkostnaden inklusive skatt. Med andra ord, för att skatten ska ha någon styrande effekt måste skatten sättas till en nivå så att det blir olönsamt att driva anläggningen, och då kan man lika gärna införa ett driftsförbud. Om man verkligen ville minska riskerna från kärnkraften så hade det varit mer effektivt att införa olika typer av regleringar och tekniska krav, vilket naturligtvis redan gjorts. Sammantaget betyder det att skatten på termisk effekt kunde betraktas som en ren fiskal skatt. Fastighetsskatten på vattenkraftsproduktion är även den i princip en effektskatt, och därmed kan även den betraktas som en ren fiskal skatt.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att de flesta av de skatter som benämns som miljöskatter eller miljörelaterade skatter är ineffektiva, i vissa fall verkningslösa, ur miljösynpunkt. Snarare kan de betraktas som rent fiskala skatter, dvs. de syftar till att generera skatteintäkter. Det stora undantaget är skatten på koldioxid som har en styrande effekt och är kostnadseffektiv, vilket betyder att den inhemska utsläppsreduktion den ger upphov till uppnås till minsta kostnad. Koldioxidskatten genererar dessutom stora skatteintäkter, och är därför viktig även ur fiskal synpunkt.

²⁶ Ifall kriteriet för att kallas ”miljöskatt” är att skatten har en miljöpåverkan så kan i stort sett alla typer av skatter benämnas ”miljöskatt”.

²⁷ En energieffektivisering vad gäller bränsleförbrukning per km är ekvivalent med ett lägre bränslepris, vilket betyder att storleken på rekyleffekten beror på egenpriselasticiteten för bränsle. Det finns en mycket omfattande litteratur kring den så kallade rekyleffekten (”rebound effect”), se exempelvis Sorell m.fl. (2009) och Gillingham m.fl. (2016) för en översikt. För skattningar av rekyleffekten i svensk industri och svensk konsumtion, se Broberg m.fl. (2015) och Brännlund, m.fl. (2007).

²⁸ Skatten på termisk effekt slopades den 1 januari 2018 med anledning av energiöverenskommelsen. Vidare sker från och med 2017 en stegvis nedtrappning av fastighetsskatten för vattenkraft till 0,5 % under en fyraårsperiod.

Svavelskatten och skatten på bekämpningsmedel är andra skatter som är styrande och i princip kostnadseffektiva, men i stort sett är de betydelselösa ur ett fiskalt perspektiv.

Det faktum att miljöskatter i allmänhet genererar skatteintäkter är drivkraften bakom tankarna kring ”grön skatteväxling”. Att miljöskatter vanligtvis genererar skatteintäkter (ifall inte skatten innebär att en aktivitet helt upphör), innebär att man möjligen kan slå två flugor i en smäll: generera intäkter till statskassan samtidigt som man förbättrar miljön. Skatteintäkterna från de renodlade miljöskatterna uppgick 2016 till cirka 25 miljarder kronor. Läger man till intäkterna från energiskatter och fordonsskatter så uppgick intäkterna till cirka 100 miljarder. Sammantaget innebär det att intäkterna från miljörelaterade skatter uppgick till mellan 2 och 5 procent av de totala skatteintäkterna, beroende på hur man definierar ”miljöskatter”.

Grön skatteväxling

Ett vanligt argument för att införa eller höja miljörelaterade skatter, som de som diskuteras ovan, är att de är en del i en ”grön skatteväxling”, vilket betyder att intäkterna från dem ska användas till att sänka andra skatter, vanligtvis skatten på arbete. Motivet är att det skulle finnas en ”vinst” av att flytta beskattning från exempelvis skatt på arbete till exempelvis skatt på energi. Detta är dock ett mycket grumligt och i vissa stycken feltänkt argument. Finns det inget direkt marknadsmisslyckande, exempelvis i form av en extern effekt, förknippad med den vara som beskattas, exempelvis energi och fordon, finns heller ingen ”vinst” av skatten. Tvärtom, en punktskatt på energi eller fordon innebär en snedvridning av prissignalen.²⁹ Diskussionen kring den här typen av skatteväxling är långt ifrån ny i Sverige. Frågan utreddes noggrant redan på 90-talet av den så kallade ”Skatteväxlingskommittén” (SOU 1997:11).

Utredningens analys visade med stor tydlighet att några ”extra” vinster inte finns att hämta av att flytta beskattningen från en bred skattebas som arbete till en smal, annat än av strikta miljöskäl. Med andra ord hittades inga belägg för att klimat- eller miljöpolitiken skulle vara ”gratis”. Minskade utsläpp är förknippade med samhälls-ekonomiska kostnader, vilka då måste vägas mot den miljönytta som erhålls. Slutsatsen var således att miljöskatter ska införas eller höjas på egna meriter, och eventuella intäkter ska användas där de gör störst nytta, vilket kan vara att sänka andra skatter, exempelvis skatten på arbete.³⁰

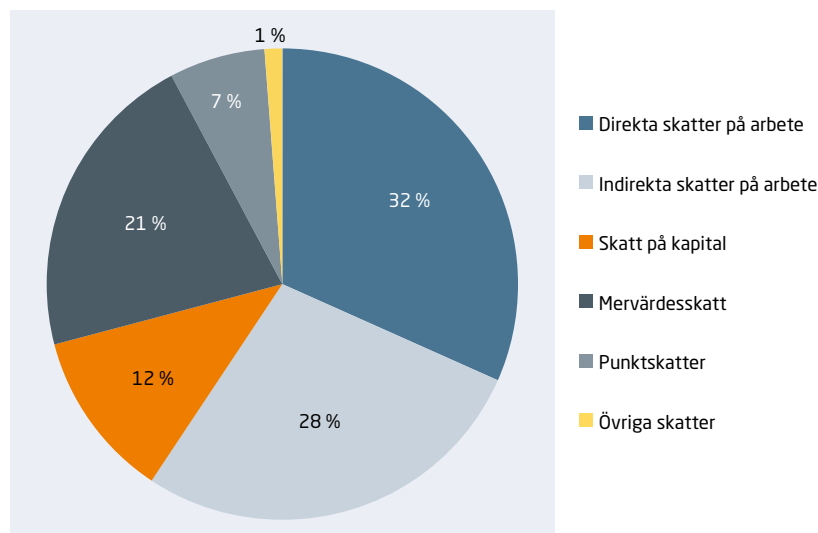
Utöver det faktum att även en så kallad miljöskatt är snedvridande om den överstiger den nivå som är motiverad av den skada som aktiviteten i fråga ger upphov till är ju problemet – ur fiskal synpunkt – att miljöskatten syftar till att minska aktiviteten, konsumtionen eller utsläppen, vilket eroderar själva skattebasen. En bra miljöskatt är därmed i princip en dålig källa till skatteintäkter. En bra skatt ur fiskal och effektivitetssynpunkt är en skatt vars bas är både bred och stabil. Att den är bred betyder att den ger stora intäkter. Att den är stabil betyder att skattebasen inte påverkas särskilt mycket av en skatt och därmed ger upphov till relativt små välfärdsförluster. Det betyder att ur praktisk skatteväxlingssynpunkt är skattebasernas storlek och stabilitet av stor betydelse. En illustration av detta ges nedan.

²⁹ Modern teori kring optimal beskattning är tydlig i så mätto att utöver skatt på externa effekter (rena miljöskatter) så ska skatten på intermediära varor (insatsvaror) vara lika med noll (Mirlees, 1971), och skatten på slutgiltiga konsumtionsvaror densamma för alla konsumtionsvaror (Atkinson och Stiglitz, 1976). Intuitionen till det förre är att oavsett vilken den slutliga konsumtionen är så garanterar noll-skatt på insatsvaror att produktionen sker så effektivt som möjligt. Det senare är till viss del beroende på graden av komplementaritet mellan olika varor och arbetsutbud. Se Mankiw m.fl. för en översikt av optimal beskattning i teori och praktik.

³⁰ Se även Brännlund (2006) för en analys av grön skatteväxling i svensk kontext.

I figur 5.1 ser vi att av de totala skatteintäkterna på knappt 2 000 miljarder kronor i Sverige 2017 svarade skatter på arbete för 60 procent och moms för 21 procent. Alla punktskatter, inklusive skatter på energi, svarade sammantaget för 7 procent. Det betyder att om man vill flytta en signifikant del av beskattningen från arbete till punktskatter krävs det mycket stora höjningar av de enskilda punktskattesatserna. Förmodligen är det inte ens möjligt eftersom det skulle kräva höjningar som snabbt eroderar skattebaserna för respektive punktskatt.

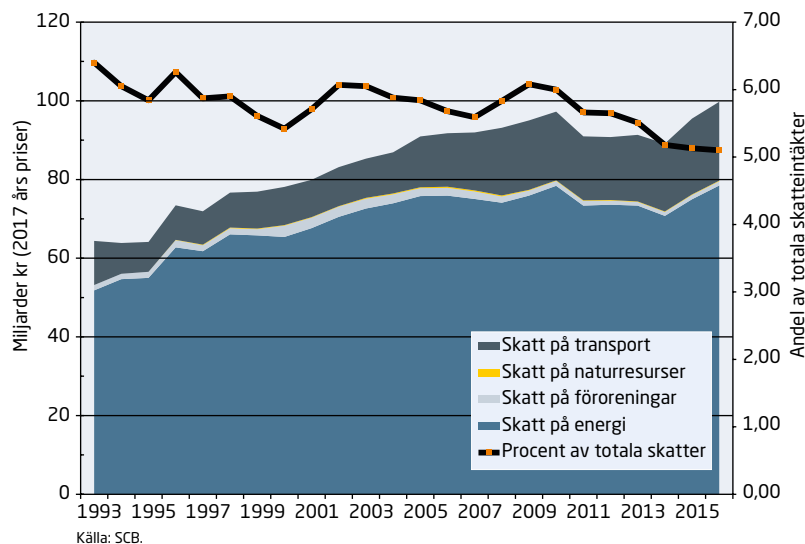
Figur 5.1. Skatteintäkternas fördelning på olika skatteslag 2017.



Källa: Ekonomifakta.

I figur 5.2 redovisas utvecklingen av skatteintäkterna från så kallade ”miljörelaterade skatter” i förhållande till de totala skatteintäkterna sedan 1993. Som framgår av figuren har det skett en relativt stor ökning i kronor genom åren, från 60 till 100 miljarder kronor, medan andelen minskat från cirka 6,5 procent 1993 till cirka 5 procent 2016. Dvs. trots ökade miljörelaterade skatter har det inte skett någon ”skatteväxling”, tvärtom har intäkterna från andra skatter ökat mer.

Figur 5.2. Skatteintäkter från miljörelaterade skatter. Miljarder kronor (2017 års penningvärde) och andel av totala skatteintäkter, 1993-2016.

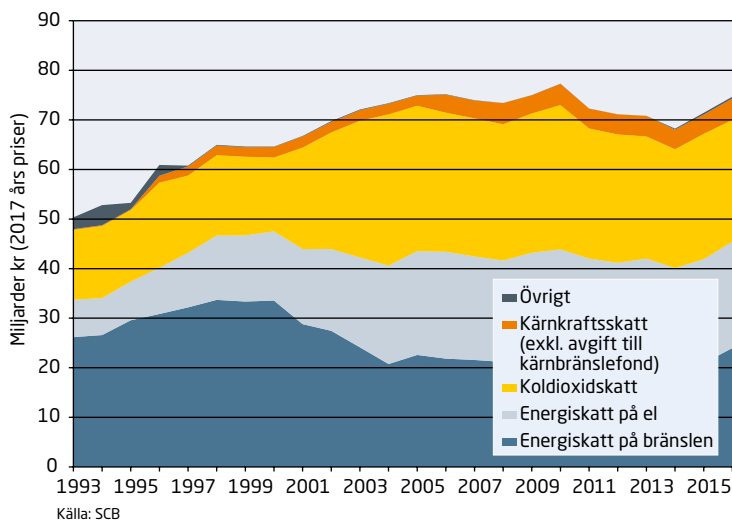


Källa: SCB.

Som framgår av figur 5.2 är de stora miljörelaterade skattebaserna energi och transport (fordonsskatter). Skatteintäkterna från naturresurser (naturgrus) och föroreningar (svavelskatt och bekämpningsmedel) är närmast försumbara. En eventuell skatteväxling värd namnet måste således innebära att skatterna på energi eller fordon höjs. Som redan diskuterats kan fordonsskatter knappast betraktas som en miljöskatt, vilket betyder att ytterligare höjningar innebär en snedvridning i sig. Vidare kan man anta att skattebasen för fordonsskatten är relativt instabil givet målen med att ersätta dagens fossildrivna bilflotta med en fossilfri. Det betyder i praktiken att intäkterna från fordonsskatter går mot noll.

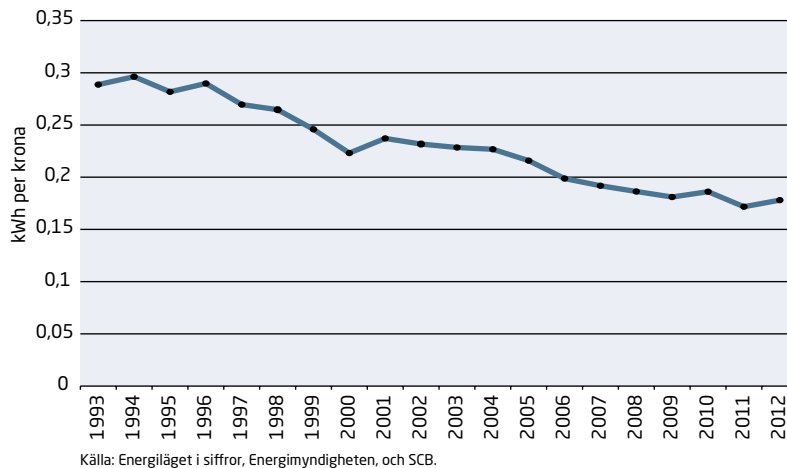
En närmare titt på intäkterna från energiskatter i figur 5.3 visar att det är i huvudsak fyra olika skatter som bidrar till intäkterna: energiskatt på bränslen, energiskatt på elkonsumtion, skatt på kärnkraft samt koldioxidskatt på fossila bränslen. Miljöskatten i sammanhanget, koldioxidskatten, står för cirka en tredjedel av skatteintäkterna från energiskatter, en andel som varit relativt konstant sedan 1993. Intressant att notera är dels att skatteintäkterna från energiskatter sammantaget har stagnerat sedan slutet av 90-talet, trots höjda skattesatser, dels att intäkterna från energiskatten på bränslen fallit kraftigt. Skatteintäkten från elskatten har också fallit under 2000-talet, dock inte lika markant som intäkterna från skatten på bränslen.

Figur 5.3. Skatteintäkter från skatter på energi (inklusive koldioxidskatt), 1993-2016. Miljarder kronor (2017 års penningvärde).



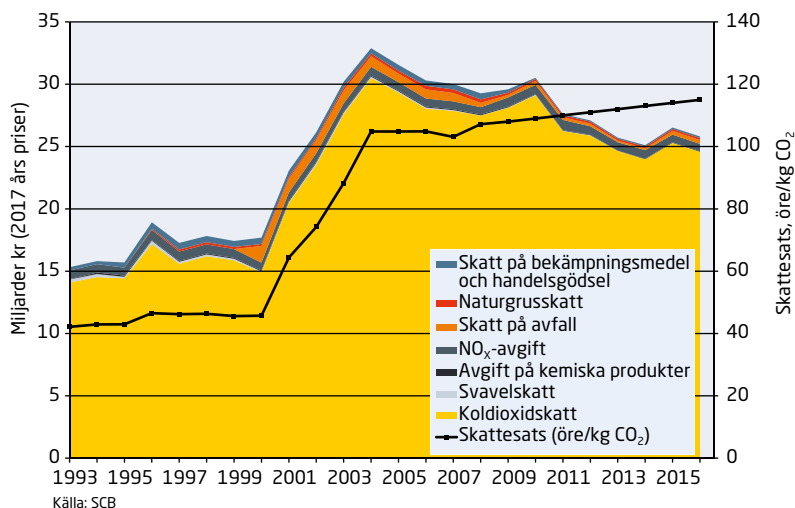
En viktig förklaring till utvecklingen och den stagnation som skett är dels en substitution från bränslen till el, vilket framförallt förklarar den relativt kraftiga nedgången av intäkterna från bränsleskatten, dels den energieffektivisering som skett i hela ekonomin. I figur 5.4 ser vi att det skett en minskning med cirka 40 procent av energiintensiteten i svensk ekonomi sedan 1993.

Figur 5.4. Energiintensitet i svensk ekonomi 1993-2012. kWh per BNP-krona.



I figur 5.5 redovisas intäkter från skatter som kan definieras som miljöskatter, dvs. sådana som adresserar ett någorlunda specifikt miljöproblem. Som framgår av figuren är det endast koldioxidskatten som är av någon betydelse ur ett fiskalt perspektiv. Från det att den infördes 1990 har den ökat från cirka 15 till cirka 25 miljarder kronor. Övriga skatter är som sagt mer eller mindre obetydliga ur fiskal synpunkt.³¹ Intäktsmässigt nådde koldioxidskatten sin höjdpunkt 2003, och har efter det visat en nedåtgående trend trots stigande skattesats. Det finns två huvudförklaringar till att det skett en minskning sedan 2003. Den första är den energieffektivisering som skett på de flesta områden i samhället, och substitutionen mot el. Den andra är introduktionen av EU ETS 2003. Det innebar en utfasning av koldioxidskatten för de verksamheter som ingår i EU ETS, vilket lett till en minskad skattebas.

Figur 5.5. Intäkter från miljöskatter, 1993-2016. Miljarder kronor (2017 års penningvärde).



³¹ I figuren redovisas NO_x-avgiften som en skatteintäkt, vilket det inte är.

Sammantaget kan man säga att de renodlade miljöskatterna bidrar med en mycket liten andel till de totala skatteintäkterna: cirka 25 miljarder av totalt knappt 2 000 miljarder, cirka 1,3 procent. Som andel av skatter på arbete svarar miljöskatterna för cirka 2 procent. En skatteväxling som innebär höjda miljöskatter i syfte att sänka skatten på arbete ter sig med bakgrund av detta relativt utsiktslös. Ytterligare faktorer som bidrar till denna slutsats är de mål som fastställts i det klimatpolitiska ramverket, vilket bl.a. innebär att Sverige ska vara fossilfritt till 2045, med följden att intäkterna från koldioxidskatten är lika med noll. En skatteväxling med koldioxid som skattebas ter sig även av detta skäl som osäker, minst sagt.

Sammanfattningsvis kan man säga att det finns relativt få renodlade miljöskatter, dvs. skatter som är direkt utformade för att adressera ett specifikt miljöproblem. Egentligen är det bara koldioxidskatten och svavelskatten som uppfyller de krav man kan ställa på en riktig miljöskatt. De flesta skatter som ändå tydligt berör miljöområdet är många gånger oprecisa, och är mer fiskala till sin karaktär. Skatter på energi är det bästa exemplet där det är oklart vilket miljöproblem de adresserar och där motivet tycks vara fiskalt i första hand. De renodlade miljöskatterna genererar cirka 25 miljarder kronor årligen, medan de mer fiskala miljörelaterade skatterna (energi- och fordonsskatt) genererar cirka 75 miljarder kronor, dvs. tre gånger så mycket. Av de 25 miljarder som kommer från de renodlade miljöskatterna kan i stort sett allt härledas till koldioxidskatten på fossila bränslen, vilket betyder att dessa intäkter går mot noll på sikt i och med målet med ett fossilfritt Sverige.

6 Nya miljö- och miljörelaterade skatter

I avsnitten ovan diskuterades styrmedel mer övergripande från ett effektivitets- och fiskalt perspektiv. Slutsatserna var att miljöskatter är motiverade om det finns en specifik miljöskada eller på annat sätt ett uttalat miljömål. Vidare konstaterades att det inte finns några starka argument för en skatteväxling som innebär att skatter höjs mer än vad som är motiverat av miljöskäl. Slutligen konstaterades även att den fiskala potentialen för en hållbar skatteväxling är liten, inte minst på grund av målet om ett fossilfritt Sverige till 2045, vilket innebär att intäkterna från koldioxidskatten på sikt är lika med noll.

Syftet med detta avsnitt är att i mer detalj analysera de miljö- och miljörelaterade skatter som nyligen införts, samt som kommer att införas. Analysen syftar till att se om det finns ett bakomliggande miljöproblem som motiv till skatterna, om de är kostnadseffektiva, om andra skatter eller regleringar vore mer lämpliga ur effektivitetssynpunkt, eller om det är ett fiskalt motiv som ligger bakom införandet. De skatter som analyseras är flygskatten, kemikalieskatten och bonus malus-systemet för fordon.

6.1 Kemikalieskatt

Kemikalier finns i praktiskt taget allting som omger oss i vardagen, från mat och kläder till elektronik och bilar. Kemikalieanvändningen har ökat mycket kraftigt sedan 1940-talet. Idag är världsproduktionen av kemikalier närmare 60 gånger högre än vid mitten på 1900-talet och trots en viss avmattning till följd av finanskrisen 2008 uppgick produktionen 2014 i EU till 326 miljoner ton (Konjunkturinstitutet, 2016). Eftersom många av kemikalierna var för sig och i olika kombinationer bedöms vara skadliga för människa och miljö finns det starka skäl att reglera användningen.

Sedan 2007 är kemikalielagstiftningen REACH (Förordning (EG) nr 1907/2006) det centrala styrmedlet för kemikaliekontroll inom EU. Den ersatte då stora delar av de regler som tidigare gällde i Sverige och i EU. REACH lägger bevisbördan på företagen. För att uppfylla kraven i förordningen måste företag identifiera och hantera de risker som är kopplade till de ämnen de tillverkar eller importerar och säljer. De måste visa att ämnet kan användas på ett säkert sätt och de ska ge information om lämpliga riskhanteringsåtgärder till användarna. EU kan förbjuda farliga ämnen om riskerna med dem inte går att hantera. Det kan även krävas tillstånd för att få använda vissa ämnen i EU.

I Sverige har det under senare år förts en diskussion vad gäller införande av skatter på kemikalier som ett komplement för att uppnå det svenska miljömålet Giftfri miljö. Det har slutligen resulterat i skatt på kemikalier i viss elektronik. Skatten, som infördes den 1 juli 2017, syftar till:³²

³² Bestämmelser gällande godkänd lagerhållare gäller från den 1 april 2017 men skatten som sådan gäller från den 1 juli 2017.

”... att minska förekomst, spridning och exponering av farliga flamskyddsmedel. Genom skatten vill riksdagen påverka att mer miljö- och hälsovänliga alternativ istället används vid produktion av framtida produkter.” (Skatteverket).

Skattskyldiga är de som yrkesmässigt tillverkar, för in, tar emot eller importerar skattepliktiga elektronikvaror. Skatten beräknas på varornas vikt utan emballage och är 8 kronor per kilo för vitvaror och 120 kronor per kilo för övrig elektronik. Skatten är begränsad till maximalt 320 kronor per vara.

De ämnen man framförallt vill komma åt med skatten är de brom-, klor- och fosforföreningar som finns i olika grad i elektroniska produkter. Det finns därför en möjlighet att göra avdrag på skatten om vissa delar av varan inte innehåller någon brom, klor- eller fosforförening. Avdraget är 50 procent alternativt 90 procent av skattebeloppet beroende på bland annat vilken förening som varan inte innehåller.

Exempelvis betyder kemikalieskatten att en mikrovågsugn (vitvara) på 20 kilo beskattas med 160 kronor och en tvättmaskin på 65 kilo med 320 kronor, medan en mobiltelefon som väger 150 gram beskattas med 18 kronor.

Ur skatte- och konkurrenshänseende är det ett problem med kemikalieskatten så till vida att den inte tas ut vid privat import av elektronikvaror. Med andra ord, privatpersoner som köper elektronik via nätet på utländska sajter behöver inte betala skatten. Det innebär naturligtvis en konkurrensnackdel för återförsäljare i Sverige, vilket kommer att leda till en viss substitution från inköp i Sverige till inköp via nätet. Exempelvis går det inte att utesluta att vissa svenska återförsäljare ”flyttar” ut sin försäljningsverksamhet från Sverige. Hur stor denna effekt blir är naturligtvis svårbedömt.

Ur miljösynpunkt har skatten också ett antal problem. Det mest uppenbara är att skatten är baserad på varans vikt. Det betyder att kopplingen till de ämnen den syftar till att reducera blir svag eftersom ”elektronikvaror” är en mycket heterogen varugrupp. Exempelvis innehåller en tvättmaskin inte nödvändigtvis mer av de skadliga ämnena än en laptop (en laptop på 1,5 kilo belastas med 30 kronor i skatt medan en tvättmaskin belastas med 320 kronor). Ett annat problem är uppdelningen i additivt och reaktivt tillsatta föreningar. Om ett flamskyddsmedel är reaktivt eller additivt är en kemisk-teknisk egenskap som inte har någon koppling till ämnets inneboende hälso- eller miljöegenskaper. Det finns därför en risk att bra ämnen får maximal skatt och att farligare ämnen erhåller maximal skatterabatt, vilket helt motverkar skattens syfte. Olika ämnen skiljer sig åt vad gäller i vilken grad människor exponeras, vilket skatten inte tar någon hänsyn till.

Ytterligare en aspekt som gör att miljönyttan kan ifrågasättas är att de ämnen man vill minska spridningen av är kontrollerade och reglerade via olika förordningar, exempelvis den EU-gemensamma REACH-förordningen. Grundprincipen i REACH-förordningen är att de som tillverkar eller importerar kemiska ämnen ska registrera dessa hos Europeiska kemikaliemyndigheten. Ämnen som inte är registrerade får inte släppas ut på EU-marknaden. I princip omfattas alla kemiska ämnen av REACH. Det betyder att kemiska ämnen i till exempel elektronikprodukter, rengöringsprodukter och målarfärger samt i varor som kläder och möbler är godkända.³³ REACH lägger bevisbördan på producenten eller importören. För att uppfylla kraven i förordningen

³³ För mer information om REACH-förordningen, se <https://www.kemi.se/hitta-direkt/lagar-och-regler/reach-forordningen/kort-om-reach>.

måste företag identifiera och hantera de risker som är kopplade till de ämnen de tillverkar eller importerar och säljer inom EU och EES. De måste visa att ämnet kan användas på ett säkert sätt och ska ge information om lämpliga riskhanteringsåtgärder till användarna.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att kemikalieområdet är mycket komplext, inte minst beroende på att antalet kemikalier är mycket stort och att de ingår i snart sagt alla typer av varor. Vidare är riskerna med var och en av dem, samt kombinationer av dem, väldigt olika och i många fall svårbedömda. Sammantaget betyder det att en varuskatt som den nyss införda ”kemikalieskatten” är ett mycket trubbigt styrmedel om syftet är att begränsa förekomst och spridning av potentiellt skadliga kemikalier.³⁴ Kemikalieskattens specifika utformning innebär för det första att det kommer att ske en substitution så till vida att konsumenter i högre grad väljer att köpa produkter direkt från utländska leverantörer. Det innebär i förlängningen att den eventuella miljöförbättringen urvattnas. För det andra, och kanske mer viktigt, ger skattens utformning små eller inga incitament till substitution från mer skadliga till mindre skadliga kemikalier. Ett ur effektivitetssynpunkt bättre styrmedel vad gäller skadliga kemikalier är kontroll och regleringar av enskilda ämnen, dvs. att fortsätta längs den väg som redan finns med kontroll och regleringar.

6.2 Flygskatt

Flygets miljöpåverkan har diskuterats länge. Som nämnts fanns det förslag på beskattning av flyg redan i slutet på 80-talet i Miljöavgiftsutredningen. Sedan dess har mycket hänt både med flygandet och med miljöpolitiken. Frågan har nu åter varit uppe på bordet, som en del av förslagen inom ramen för det av riksdagen beslutade klimatpolitiska ramverket (Prop. 2016/17:146). Det förslag som presenterades 2017 och som började tillämpas den 1 april 2018 syftar till att ”... uppmuntra konsumenter att välja mer miljövänliga alternativ, vilket i sin tur kan leda till minskade utsläpp och mindre klimatpåverkan” (Prop. 2017/18:1, s 503).

Specifikt innebär förslaget en skatt per passagerare och resa. Tanken är att skatten ska övervältras på konsumenten, passageraren, med följden att konsumentpriset per resa stiger. Detta ska i sin tur minska efterfrågan på flygresor och därmed leda till minskade utsläpp. Skatten gäller för resande från Sverige, och skattesatsen beror på vart man flyger. Resor inom Sverige samt från Sverige till annat EU- eller EES-land beskattas med 60 kronor per resa, medan resor till länder på andra kontinenter som är högst 6 000 kilometer bort från Arlanda beskattas med 250 kronor. Resor längre bort än 6 000 kilometer beskattas som huvudregel med 400 kronor per resa. Det förslag som nu beslutats om och som började gälla i april 2018 följer i stort sett de förslag som lades i den utredning som föregick förslaget (SOU 2016:83).

Flygtrafik bidrar till klimatproblemet på två sätt. Det ena kommer av att fossila bränslen används som drivmedel, vilket bidrar med utsläpp. Det andra bidraget kommer från den så kallade ”höghöjdseffekten”. Höghöjdseffekten kommer sig av att förbränningen av bränslet ger upphov till andra utsläpp som kväveoxid och vattenånga. Dessa utsläpp orsakar fortsatta reaktioner i atmosfären som leder till ytterligare uppvärmningseffekt på hög höjd (Lee m.fl., 2009, Azar och Johansson, 2012). Det råder dock stor osäkerhet kring storleken på höghöjdseffekten. Azar och Johansson (2012) bedömer att effekten med 90 procents säkerhet ligger någonstans

³⁴ Se Konjunkturinstitutet (2016) för en mer allmän diskussion kring varuskatter som styrmedel för kemikalier.

i intervallet 1,3 och 2,9 gånger koldioxidutsläppet. Detta är en genomsnittlig effekt, vilket innebär att faktorn är högre under de delar av en flygning som sker på hög höjd, samt lägre (eller obefintlig) under flygning på låg höjd. I SOU 2016:83 antas det att höghöjdseffekten är 1,3 till 1,9, beroende på vilken höjd utsläppen sker och hur länge flygplanet uppehåller sig på hög höjd. Om vi som ett exempel antar att höghöjdseffekten är 1,5 innebär det att 1 ton bränsle som används i flyget bidrar med 50 procent större klimateffekt än om samma mängd användes i en bil. Det betyder i sin tur att en optimal koldioxidskatt för flyget ska vara 50 procent högre än den optimala koldioxidskatten på marken. Sammantaget kan man säga att det finns skäl att flygets utsläpp av koldioxid regleras eller beskattas, till och med lite hårdare än markbundna utsläppskällor.

Dock kan det konstateras att en skatt på flygresor från en svensk flygplats till en annan flygplats inom Sverige eller EU bidrar mycket lite, eller inget alls, till minskade globala koldioxidutsläpp. Anledningen är att flygbolag inom EU är inkluderade i det europeiska handelssystemet EU ETS, och för flygningar inom EES måste bolagen köpa och lämna in utsläppsrätter som motsvarar koldioxidutsläppen. I praktiken betyder det att om skatten leder till att ett flygbolag minskar antalet flygningar inom Sverige eller till ett EU- och EES-land blir det fler utsläppsrätter över till andra flygningar inom samma område eller till andra utsläpp inom EU ETS. Det totala antalet utsläppsrätter i en given period är konstant och oförändrat, vilket betyder att de globala koldioxidutsläppen också förblir oförändrade, trots mindre flygande från svensk mark. Nu kan man kanske argumentera för att flyget bör ha en hårdare reglering än den som följer av EU ETS på grund av höghöjdseffekten. Problemet är, återigen, att en minskad höghöjdseffekt i Sverige kan leda till en ökad höghöjdseffekt någon annanstans, som en följd av EU ETS.³⁵

Vad som däremot vore motiverat ur effektivitetssynpunkt är att ”vikta” utsläpp från flyget annorlunda än utsläpp från övriga utsläppskällor inom EU ETS. Om höghöjdseffekten till exempel är 1,5 och vi låter flyget byta ”ett-mot-ett” med övriga utsläppskällor inom EU ETS blir klimateffekten inte lika med noll. Om ett flygbolag för att täcka en ökning av sina utsläpp exempelvis köper en utsläppsrätt (1 ton) av ett energiföretag (som då måste minska sina utsläpp) blir klimatbelastningen lika med $1,5 - 1 = 0,5$, dvs. den ökar. Det betyder att för att systemet ska vara effektivt måste rättigheterna ”viktas” så att om ett flygbolag vill öka sina utsläpp motsvarande 1 ton måste man köpa 1,5 ton, ifall man köper från någon annan utsläppskälla än ett flygbolag. Först då är systemet effektivt. För tydlighetens skull bör man poängtera att den beslutade svenska flygskatten inte leder till några som helst effektivitetsvinster i detta avseende. Tvärtom, vilket belyses nedan.³⁶

Ytterligare ett argument som talar mot flygskatten är att det inte finns någon explicit koppling till själva miljöproblemet, dvs. koldioxidutsläppen och den klimatpåverkan de ger upphov till. Skälet är att flygskatten är per resa och att den till stor del är oberoende av hur långt man flyger. Det senare innebär att skattebetalningen är oberoende av om jag flyger till Oslo eller till Las Palmas (inom det s.k. EU-/EES-området). Till Oslo är det 383 kilometer flygvägen och till Las Palmas 4 334 kilometer (från Arlanda), vilket betyder att utsläppen av en enkel resa till Oslo är 58 kilo CO₂,

³⁵ Frigörandet av utsläppsrätter pga minskat svenskt flyg kan leda till att det flygs mer i övriga EU-länder. Dessutom beror höghöjdseffekten till viss del på flygavståndet. Om exempelvis en kort svensk flygning ersätts av en längre flygning någon annanstans så blir höghöjdseffekten större, vilket betyder att nettoeffekten inte nödvändigtvis är noll (se SOU 2016:83, Konjunkturinstitutet, 2017a).

³⁶ Att designa ett fullständigt effektivt system i praktiken är dock mer komplext eftersom höghöjdseffekten beror på ett flertal faktorer som är specifika för varje flygning, som exempelvis avstånd och flyghöjd.

och till Las Palmas 305 kilo.³⁷ Det betyder att priset per kilo CO₂ kommer att skilja sig åt väsentligt, knappt 1 krona/kilo för resan till Oslo mot 19 öre/kilo för resan till Las Palmas. En resa till Bangkok innebär 355 kilo utsläpp, vilket innebär att skatten per kilo är 71 öre. Med andra ord ger skatten som den är utformad upphov till mycket stora skillnader i skatt per kilo koldioxid, vilket betyder att den inte leder till en kostnadseffektiv minskning av koldioxid från flygresor.

Utöver den ineffektivitet som beskrivs ovan innebär en skatt per resa ytterligare en ineffektivitet. Den följer av att skatten inte ger några som helst incitament till bränslesubstitution, tekniska förbättringar eller energieffektiviseringar. Även om man flyger på enbart luft, och därmed har noll-utsläpp, så får man betala skatten. Detta är naturligtvis ett mycket starkt argument mot utformningen av skatten eftersom, vilket diskuterats, en av huvudpoängerna med en bra utformad miljöskatt är att den ger rätt incitament till effektivisering.

Ett möjligt argument för flygskatten är att flygresor från Sverige (och andra EU-länder) till länder utanför EU- och EES-området inte omfattas av utsläppshandels-systemet. Det betyder att om skatten leder till färre resor från Sverige till något annat land utanför EU så bidrar det till minskade utsläpp. Liksom i fallet med kemikalieskatten kan man dock inte utesluta att det i viss utsträckning sker ett "läckage" i den meningen att passagerare väljer att flyga från flygplatser i våra grannländer.

Sammanfattningsvis kan man säga att principen om att även flyget ska betala för sina miljökostnader är tilltalande och bra. Men den skatt som beslutats är inte bara mer eller mindre ett slag i luften, utan även snedvridande. Att den i mångt och mycket är ett slag i luften följer av att flyget redan ingår i EU ETS och att eventuellt minskade utsläpp till följd av minskat svenskt flygande därför motverkas av ökade utsläpp någon annanstans inom EU ETS-systemet. Eftersom utsläpp från flyg till länder utanför EU inte är inkluderade i EU ETS uppstår en viss men relativt liten utsläppsreduktion från svenskt flyg. Enligt de beräkningar som presenteras i SOU 2016:83 leder skatten till att utsläppen från flyg som lyfter från Sverige till destinationer utom Europa minskar med mellan 0,017 och 0,039 miljoner ton. Detta ska jämföras med de totala svenska utsläppen på 53 miljoner ton. Dock sker inte denna svenska utsläppsminskning på ett kostnadseffektivt sätt, dels på grund av att priset per kilo CO₂ skiljer sig åt beroende på destination, dels på grund av att skatten är oberoende av vilket bränsle som används och energi- eller koldioxidprestanda.

Ytterligare en faktor som talar mot en svensk flygskatt är att Sverige tillsammans med i stort sett samtliga 192 medlemsländer i ICAO, FN:s civila luftfartsorganisation, beslutat att införa ett system för handel med utsläppskrediter som omfattar den internationella luftfarten (CORSIA, Carbon Offsetting and Reduction Scheme for International Aviation) som det globala svaret på den internationella luftfartens klimatpåverkan. Systemet innebär att koldioxidutsläppen från flygtrafiken ska stabiliseras på 2020 års nivå. Ökningar av utsläppen från flyget efter år 2020 måste kompenseras genom köp av utsläppskrediter som bidrar till att minska utsläppen i andra sektorer.

Systemet inleds med en pilot- eller försöksfas 2021, och tanken är att det ska bli obligatoriskt för alla länder från och med 2027.³⁸ Utformningen av den svenska

³⁷ Beräkningen av koldioxidutsläppen är gjord med Internationella civila luftfartsorganisationen ICAO's "Carbon Emission Calculator". Se <https://www.icao.int/environmental-protection/CarbonOffset/Pages/default.aspx>

³⁸ Se SOU 2016:83 och Konjunkturinstitutet (2017c) för en mer utförlig beskrivning av CORSIA-systemet. I januari 2018 hade 73 länder aviserat att de kommer att delta i systemet från början, vilket motsvarar 87,7 % av den globala flygtrafiken (<https://www.icao.int/environmental-protection/Pages/market-based-measures.aspx>).

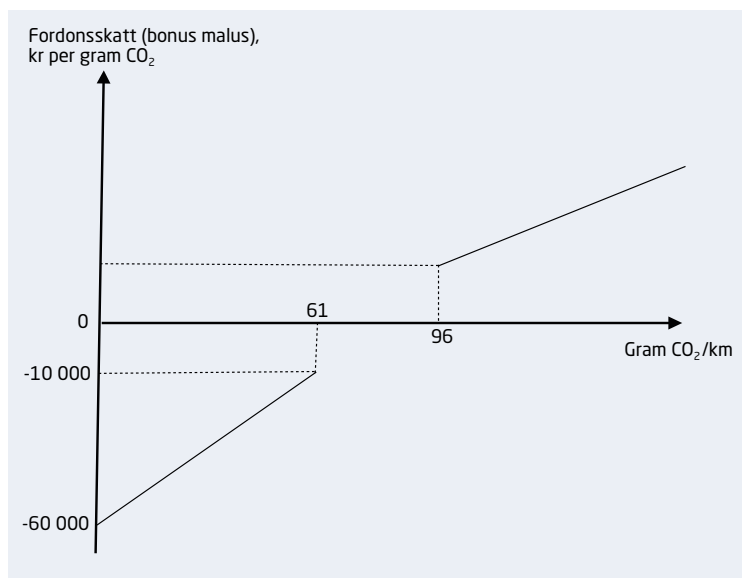
flygskatten och de skattesatser som beslutats har bestämts utan att ta det kommande internationella systemet i beaktande samt att Sveriges regering förbundit sig att delta i CORSIA redan under dess frivilliga försöksfas. Givet att det är klimatet som ska vara i fokus, dvs. att Sverige på ett effektivt sätt ska bidra till uppfyllandet av det globala klimatmålet, är en svensk flygskatt inte bara ineffektiv utan även verkningslös i och med det kommande internationella systemet med utsläppsrätter.

6.3 Bonus malus

Ett bonus malus-system för fordon som det som föreslagits och som införs från och med 1 juli 2018 innebär att fordonsbeskattningen differentieras ytterligare och mer extremt i den meningen att vissa fordon, de med låga eller noll-utsläpp, får en negativ skatt (subventioneras, bonus), medan fordon med utsläpp över en viss nivå straffas med en extra fordonsskatt (malus). Huvudmotivet från regeringen till införandet är att: "... öka andelen miljöanpassade fordon med lägre koldioxidutsläpp." (Prop. 2017/18:1, s. 256).

Bonusen i systemet innebär att nya koldioxidfria fordon tilldelas en bonus på 60 000 kronor. Bonusen minskar sedan med 833 kronor för varje gram CO₂ per kilometer som utsläppen ökar upp till och med 60 gram, där bonusen uppgår till 10 000 kronor (se figur 6.1). Malusen innebär att nya bensin- och dieselfordon belastas med en höjd koldioxidskatt de tre första åren. Skattehöjningen består av summan av 82 kronor för varje gram över 95 gram utsläpp per kilometer, och 107 kronor för varje gram över 140 gram. Från och med fjärde året uppgår koldioxidskatten till 22 kronor för varje gram CO₂ per kilometer utöver 111 gram.³⁹ En illustration av systemet ges i figur 6.1.

Figur 6.1. Bonus malus-system för fordon.



Källa: Egen konstruktion med inspiration från Konjunkturinstitutet (2017a).

Lutningen på de heldragna linjerna anger hur starka incitamenten är att välja en bil med låga utsläpp, och välja bort en bil med höga utsläpp. Ju brantare linjer, desto större incitament. Systemet innebär att en bil som Volvo XC90 T8 Twin Engine, som är en laddhybrid, får en bonus på nästan 20 000 kronor, och 360 kronor i årlig

³⁹ Se Konjunkturinstitutet (2017a) för en mer utförlig beskrivning av bonus malus.

fordonsskatt. En Volvo V90 D3, som idag klassas som miljöbil på grund av dess låga utsläpp (116 gram/kilometer) får en skattehöjning på 3 900 kronor de första tre åren, och 2 288 kronor från det fjärde året. Huruvida skillnaden i skatt mellan dessa exempelbilar kan motiveras av skillnaden i miljönytta är såvitt jag vet inte klarlagt. Laddhybriden, som erhåller en bonus, är utrustad med en stark bensinmotor vars utsläpp vid drift torde överstiga utsläppen från miljödieseln. Skillnaden i utsläpp mellan de två bilarna kommer därmed att bero på hur driften av laddhybriden fördelas mellan el- och bensinmotor, vilket i sin tur till stor del beror på hur bilen används. Det är därmed långt ifrån uppenbart att ett byte från en bil som idag är klassad som en miljöbil till en laddhybrid leder till minskade utsläpp.

Huruvida ett sådant här system har någon verkan och är kostnadseffektivt beror förstås på vad syftet med systemet är, vilket mål det ska bidra till. Är målet att öka *andelen* fordon med möjlighet till låga utsläpp så är det förmodligen verkningsfullt och möjligen även kostnadseffektivt. Att det endast *möjligen* är kostnadseffektivt beror bl.a. på att även laddhybrider med stora bensinmotorer erhåller en bonus. Dock är det oklart vad den explicita nyttan skulle kunna tänkas vara med att öka *andelen* fordon med möjlighet till låga utsläpp. Det är helt enkelt svårt att se att det skulle finnas någon specifik positiv externalitet kopplad till en hög *andel* fordon med låga utsläpp, vilket skulle motivera en subvention. Ett något mer begripligt mål vore förstås att försöka få ned *antalet* fordon totalt sett, och speciellt de med höga utsläpp. Men om det vore målet så är bonus malus-systemet inte effektivt eftersom det de facto innehåller en subvention för att införskaffa och äga ett fordon. Eftersom laddhybrider dessutom endast innebär möjlighet till låga utsläpp är det i slutändan hur bilen faktiskt används som avgör.

Är det slutgiltiga målet att minska de svenska (eller globala) utsläppen av koldioxid, vilket det borde vara, är systemet inte särskilt verkningsfullt, och definitivt inte kostnadseffektivt. En hög *andel* fordon med låga utsläpp innebär inte per automatik att utsläppen minskar. Skälet till det senare är dels, som redan diskuterats, att skatten/subventionen inte träffar utsläppen, det är väldigt trubbigt. Tvärtom, med så stora subventioner är det långt ifrån uteslutet att utsläppen de facto ökar från transportsektorn. Dels kan bilinnehavet öka, det blir fler bilar, dels kan det bli en ”rekyleffekt” då lägre specifik bränsleförbrukning, som innebär lägre driftskostnad, kan leda till mer bilkörning. Ytterligare en aspekt är att systemet inte harmonierar med EU:s koldioxidkrav för personbilar, (EG 443/2009; EU 333/2014). Om det svenska bonus malus-systemet leder till att en viss tillverkare av bilar ökar sin försäljning av bilar i Sverige med lägre utsläpp av koldioxid, vilket är syftet med systemet, skapas det för samma tillverkare utrymme att öka försäljningen av bilar med högre utsläpp i andra EU-länder. Bonus malus-systemet i Sverige kommer därmed att, i vart fall till viss del, leda till en omfördelning av bilar inom EU på så sätt att relativt bränsletörstiga bilar som skulle ha sålts i Sverige nu säljs i något annat EU-land.

I en norsk studie från 2014 (Holtmark och Skonhøft, 2014) finner man att effekten på utsläppen från transporter i Norge är relativt liten som en följd av de norska subventionerna till elbilar. Man finner ett flertal anledningar till detta. Bl.a. har subventionerna inneburit att många hushåll i Norge, framförallt höginkomsthushåll, införskaffat en andra eller tredje bil. Beräkningarna i den norska studien visar att de norska subventionerna till elbilar implicerar en kostnad motsvarande 13 500 dollar per ton reducerade CO₂-utsläpp (cirka 121 kronor/kilo CO₂), dvs. drygt 100 gånger den svenska koldioxidskatten och cirka 1 000 gånger högre än priset på utsläppsätter i EU ETS. Ett annat sätt att uttrycka detta är att man för samma kostnad, 121 kronor, skulle kunna minska

utsläppen med 1 000 kilo, istället för 1 kilo, ifall man köpte utsläppsrätter och annullerade dessa. Även om de svenska subventionerna till elbilar i och med bonus malus inte är riktigt lika omfattande som det norska systemet, så ger den norska studien en indikation på hur ineffektiva den här typen av subventioner kan vara om syftet är att minska utsläppen.

Sammanfattningsvis kan man säga att det är oklart, minst sagt, varför man ska införa ett så relativt komplext system, om målet verkligen är att minska utsläppen av koldioxid. Det finns redan ett effektivt styrmedel i form av koldioxidskatten som kan användas, vilket ger incitament till såväl mindre bilkörning som byte till koldioxideffektivare bilar. Fördelningspolitiska argument har ibland anförts (SOU 2016:33, s 101), men det finns starka skäl att tro att ett sådant här bonus malus-system har en mindre önskvärd fördelningsprofil än vad en höjning av koldioxidskatten har. Elbilar och laddhybrider är ofta dyra bilar och köps till stor del av hushåll med relativt hög inkomst, vilket betyder att en stor del av bonusen går till dessa hushåll (se Holtsmark och Skonhofs, 2014). Inte minst kan intäkter från en höjd koldioxidskatt användas i fördelningspolitiskt syfte, genom att exempelvis kompensera människor på landsbygd där det saknas alternativa transportmöjligheter. Systemet kan svårligen motiveras av fiskala skäl heller, eftersom det antas vara mer eller mindre budgetneutralt. I praktiken är det till och med stor risk att systemet går med underskott då den höga bonusen innebär att andelen fordon med låga eller noll-utsläpp ökar mer än vad som beräknats.⁴⁰

⁴⁰ Detta är vad som hände i Frankrike när man införde ett liknande system, se Konjunkturinstitutet (2017a). Dock är enligt regeringens egna beräkningar det svenska systemet överfinansierat; enligt prop 2017/18:1 kommer det inbringa 0,45 miljarder kr till statskassan för 2018, 1,34 miljarder för 2019 och 2,22 miljarder för 2020.

7 Sammanfattning och diskussion

Det övergripande syftet med denna rapport har varit att göra en översyn av styrmedel i miljöpolitiken med avseende på framförallt effektivitet. Vilka styrmedel bör och kan användas beroende på omständigheter och på vilka målen är? Under vilka omständigheter är det motiverat med någon form av ingripande och – om det är motiverat – ska ingripandet ske med en miljöskatt, någon form av administrativ reglering eller någon form av ”hybrid” mellan skatt och reglering? I den andra delen görs en specifik analys av nya skatter som beslutats om och som motiveras av miljöskäl: kemikalieskatten, flygskatten och bonus malus-systemet för fordon.

Slutsatsen vad gäller motiven för miljöpolitik är att det måste finnas något marknadsmisslyckande i form av externa effekter, kollektiva varor eller vissa typer av informationsbrister. Det betyder att mål och medel i varje fall enskilt ska bestämmas utifrån de *specifika* marknadsmisslyckandena. Är det koldioxiden som är den externa effekten som bidrar till global uppvärmning, då är det utsläpp av koldioxid och inget annat som ska regleras eller beskattas; är det utsläppen av kväve som leder till övergödning, då är det utsläppen av kväve som ska regleras eller beskattas, för att ta några exempel.

Vidare är konklusionen att hur ambitiöst ett mål ska sättas beror på relationen mellan nyttan av en miljöförbättring och kostnaden av att åstadkomma miljöförbättringen. Det betyder bl.a. att det i allmänhet inte går att säga att man ska minimera miljöskadorna, eller att vi ska ha ”noll-utsläpp”. Endast under extrema antaganden vad gäller kostnader och nyttor är det motiverat med ”noll-utsläpp”. Vidare kan det konstateras att de flesta miljömålen i praktiken inte bestäms utifrån explicita uppskattningar av kostnader och skador beroende bl.a. på att det i många fall saknas konkreta uppskattningar av dessa. Det bör dock poängteras att i och med att ett mål bestäms, oavsett hur det görs, har man gjort en implicit uppskattning av skade- och reduktionskostnaderna.

Vad gäller styrmedel konstateras att det i grunden finns tre olika typer av styrmedel: administrativa (olika typer av regleringar), ekonomiska (skatter och subventioner) och informativa (kampanjer, märkning m.m.). Konklusionen här är att man inte generellt kan säga att det ena är bättre än det andra, utan det beror på en mängd faktorer, inte minst miljöproblemets karaktär. Plus och minus med de olika typerna av styrmedel kan sammanfattas i punkterna nedan:

Reglering i form av utsläppskrav	
+	Säkerhet vad gäller måluppfyllelse
-	Leder i allmänhet <i>inte</i> till en kostnadseffektiv måluppfyllelse
Krav på specifik teknik eller reningsutrustning	
+	Säkerhet vad gäller måluppfyllelse om det kombineras med utsläppsreglering
-	Säkerhet vad gäller måluppfyllelse om det <i>inte</i> kombineras med utsläppsreglering
-	Leder i allmänhet <i>inte</i> till en kostnadseffektiv måluppfyllelse

Miljöskatt	
+	Den utsläppsreduktion eller minskade miljöskada som blir resultatet uppnås till minsta möjliga samhällskostnad (kostnadseffektivitet)
+	Stärker incitamenten för teknisk utveckling
-	Osäkerhet vad gäller måluppfyllelse
System med överlåtbara rättigheter (till exempel utsläppshandel)	
+	Säkerhet vad gäller måluppfyllelse
+	Leder till att målet nås till minsta möjliga samhällskostnad (kostnadseffektivitet)

Det betyder att:

1. om måluppfyllelse är mycket viktigt och det är få aktörer eller utsläppskällor, då är en kvantitativ reglering ett bra val,
2. om måluppfyllelse inte är mycket viktigt och det är många aktörer eller utsläppskällor, då är en miljöskatt eller ett system med utsläppshandel ett bra val,
3. om måluppfyllelse är mycket viktigt och det är många aktörer, då är ett system med utsläppshandel ett bra val.

Vikten av måluppfyllelse är naturligtvis starkt kopplad till vilken ytterligare miljöskada som blir följd av att målet inte nås. Är miljöskadan starkt tilltagande, relativt kostnaden för att undvika ytterligare miljöskada, blir måluppfyllelse viktigt och därmed kan en kvantitativ reglering vara mer eller mindre nödvändig. Är det väldigt många utsläppskällor, eller aktörer, så omöjliggörs mer eller mindre en kostnads-effektiv reglering. Då bör istället någon form av handelssystem övervägas.

Vad gäller genomgången av befintliga miljö- och så kallade miljörelaterade skatter konstateras att det finns relativt få renodlade miljöskatter, dvs. skatter som är direkt utformade för att adressera ett specifikt miljöproblem. Egentligen är det bara koldioxidskatten och svavelskatten som uppfyller de krav man kan ställa på en riktig miljöskatt. De flesta skatter som ändå berör miljöområdet är många gånger oprecisa, och är mer fiskala till sin karaktär. Skatter på energi är det bästa exemplet där det är oklart vilket miljöproblem de adresserar och där motivet tycks vara fiskalt i första hand. Man skulle kunna säga att många av de skatter som egentligen införts av fiskala skäl har "målats gröna", dvs. är en form av "greenwashing". Av de totala skatteintäkterna från miljörelaterade skatter står dessa mer eller mindre "grön-målade" skatter för tre fjärdedelar. Vidare konstateras att mycket av diskussionen kring miljö- och energiskatter har centrerats till frågan om "grön skatteväxling". Det har argumenterats för att det finns ett extra värde av att flytta beskattning från skatter på arbete till skatter på energi och miljö i ökad utsträckning. Som redogörs för i avsnitt 5 är dock dessa argument grumliga och saknar vetenskapligt stöd. En faktor som talar mot en sådan skatteväxling är att det innebär att beskattningen flyttar från en bred och stabil skattebas, till en skattebas som är smal (ger små intäkter) och instabil.

I den sista delen av rapporten diskuteras och analyseras "miljöskatter" som nyligen införts eller som kommer att införas inom kort. Det är kemikalieskatten som infördes 2017, flygskatten som infördes 1 april, och bonus malus-systemet som infördes från 1 juli 2018. Sammantaget är slutsatsen att samtliga dessa nya skatter är ineffektiva i den meningen att de är "trubbiga" och endast i ringa grad adresserar det bakomliggande miljöproblemet.

Analysen av dessa skatter kan sammanfattas i följande punkter:

Kemikalieskatten, skatt per kilo produkt

- Små eller inga incitament till substitution mot mindre skadliga ämnen.
- Risk för ”läckage” (köp från utländska leverantörer).
- Mycket osäker miljöeffekt.
- Fiskal skatt.
- Reglering mer effektivt.

Flygskatten, skatt per resa

- Små effekter på kort sikt av globala koldioxidutsläpp (EU ETS).
- Inga effekter på längre sikt av globala koldioxidutsläpp (EU ETS och CORSIA).
- Ger inga incitament till bränslebyten eller energieffektiviseringar.
- Inte kostnadseffektivt (närmast oändlig kostnad per kilo reducerade utsläpp).
- Fiskal skatt.

Bonus malus: subvention och skatt på fordon

- Verkningsfullt om syftet är att öka *andelen* elbilar och laddhybrider.
- Beskattning på bilinnehav istället för på utsläpp – trubbigt om syftet är att minska utsläpp.
- Inte kostnadseffektivt om minskade utsläpp är syftet.
- Regressiv fördelningsprofil (gynnar hushåll med höga inkomster)
- Intäktsneutralt (i princip).

Referenser

- Akerlof, G. (1970). The market for lemons. *Quarterly Journal of Economics*, 84, 488–500.
- Ambec, S. and Coria, J. Policy spillovers in the regulation of multiple pollutants. *Journal of Environmental Economics and Management*, 87, 114–134.
- Azar, C., & Johansson, D. J. (2012). Valuing the non-CO2 climate impacts of aviation. *Climatic Change*, 111, 559–579.
- Bergqvist, A-K och Marklund, P-O. (2011). Erfarenheter av styrmedel på miljöområdet – en kunskaps- och forskningsöversikt. Arbetsmiljöverket, rapport 2011:14.
- Atkinson, A. and Stiglitz, J. E. (1976). “The Design of Tax Structure: Direct Versus Indirect Taxation.” *Journal of Public Economics*, 6, 55–75.
- Baumol, W. J. and Oates, W. E. (1988). *The theory of environmental policy, second edition*. Cambridge University Press.
- Benbear, L.S. and Stavins, R.N. (2008). Second-best theory and the use of multiple policy instruments. *Environmental and Resource Economics*, 37, 111–129
- Broberg, T., Berg, C., and Samakovlis, E. (2015). The economy-wide rebound effect from improved energy efficiency in Swedish industries – A general equilibrium analysis. *Energy Policy*, 83, 26–37.
- Broberg, T. and Kazukauskas, A. (2014). Inefficiencies in Residential Use of Energy – A Critical Overview of Literature and Energy Efficiency Policies in the EU. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 8: 225–279.
- Brännlund, R. (2005). *Skatteväxling – framgångsväg eller återvändsgränd?* SNS-förlag.
- 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. (2008). Principiella utgångspunkter i klimatpolitiken och klimatpolitikens kostnader. *Ekonomisk Debatt*, 4, 8–27.
- Brännlund, R. och Kriström, B. (2010). *En effektiv klimatpolitik*. SNS-förlag.
- Brännlund, R. och Kriström, B. (2012). *Miljöekonomi*. Studentlitteratur.
- Cléménçon, R. (2016). The Two Sides of the Paris Climate Agreement – Dismal Failure or Historic Breakthrough? *The Journal of Environment & Development*, 25, 3–24.
- Böhringer, C., Carbone, J. C., and Rutherford, T. F. Unilateral climate policy design: Efficiency and equity implications of alternative instruments to reduce carbon leakage. *Energy Economics*, 34, 208–217.

- Geijer, E., Bostedt, G. and Brännlund, R. (2011). Damned if you do, Damned if you don't – Reduced Climate Impact vs. Sustainable Forests in Sweden. *Resource and Energy Economics*, 33, 94–106.
- Geijer, E., Andersson, J., Bostedt, G., Brännlund, R. and Hjältén, J. (2014). Safeguarding species richness vs. increasing the use of renewable energy – The effect of stump harvesting on two environmental goals, *Journal of Forest Economics*, 20, 111–125.
- Gillingham, K., Rapson, D., and Wagner, G. (2016). The Rebound Effect and Energy Efficiency Policy. *Review of Environmental Economics and Policy*, 10, 68–88.
- Goulder, L. H., och I. W. H. Parry (2008). Instrument Choice in Environmental Policy. *Review of Environmental Economics and Policy*, 2, 152–174.
- Grubb, M. (2010). Copenhagen: Back to the future. *Climate Policy*, Editorial, 10, 127–130.
- Hoel, M. (1991). Global Environmental Problems: The Effects of Unilateral Actions Taken by One Country. *Journal of Environmental Economics and Management*, 20, 55–70.
- Holtmark, B. and Skonhøft, A. (2014). The Norwegian support and subsidy policy of electric cars. Should it be adopted by other countries? *Environmental Science & Policy*, 42, 160–168.
- Jaffe, A. B., Newell, R. G., and Stavins, R. N. (2002). Environmental Policy and Technological Change. *Environmental and Resource Economics*, 22, 41–70.
- Konjunkturinstitutet (2016). Miljö, ekonomi och politik 2017. Konjunkturinstitutet.
- Konjunkturinstitutet (2017a). Miljö, ekonomi och politik 2017. Konjunkturinstitutet.
- Konjunkturinstitutet (2017b). Något om sidonyttor. PM av Björn Carlén.
- Konjunkturinstitutet (2017c). Klimatpolitisk investering, Del 1. Miljöekonomi, Specialstudie nr 57, juni 2017.
- Lundmark, R. och Samakovlis, E. (2011). Avfall. Återvinna, bränna eller slänga? SNS Förlag.
- Mankiw, G. N., Weinzierl, M. and Yagan, D. (2009). Optimal Taxation in Theory and Practice. *Journal of Economic Perspectives*, 23, 147–174.
- 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.
- Mirrlees, J. A. (1971), An Exploration in the Theory of Optimum Income Taxation *The Review of Economic Studies*, Volume 38, Issue 2, 1 April 1971, Pages 175–208.
- Moseley, A. and Stoker, G. (2013). Nudging citizens? Prospects and pitfalls confronting a new heuristic. (2013). *Resources, Conservation and Recycling*, 79, 4 – 10.
- Naturvårdsverket (2012). Utvärdering av 2008 års höjning av kväveoxidavgiften, Rapport 6528, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2013). Klimatinvesteringsprogrammen Klimp 2003–2012 Slutrapport. Redovisning till regeringen januari 2013.

- Parry, I.W.H, Veung, M.C. and Heine, M.D, (2014). How Much Carbon Pricing is in Countries' Own Interests? The Critical Role of Co-Benefits. IMF Working Paper, WP/14/174.
- Sorell, S., Dimitropoulos, J., Sommerville, M. (2009). Empirical estimates of the direct rebound effect: A review. *Energy Policy*, 37, 1356–1371.
- Sugden, R. (2009). On nudging: A review of nudge: Improving decisions about health, wealth and happiness by Richard H. Thaler and Cass R. Sunstein. *International Journal of the Economics of Business*, 16, 365–373.
- Söderholm, P. (2012). Ett mål flera medel – Styrmedelskombinationer i klimatpolitiken. Naturvårdsverket, Rapport 6491, april 2012.
- Thaler, R. H., and Sunstein, C. R. (2003). Libertarian paternalism. *American Economic Review*, 93, 175–179.
- Thaler, R. H., and Sunstein, C. R. (2008). *Nudge: Improving Decisions about Health, Wealth, and Happiness* (p. 293). Yale University Press.
- Wells, P. (2010). A nudge one way, a nudge the other: Libertarian paternalism as political strategy. *People, Place and Policy* Online. doi:10.3351/ppp.0004.0003.0004.
- Wråke, M., Burtraw, D., Löfgren, Å. and Zetterberg, L. (2012). What Have We Learnt from the European Union's Emissions Trading System? *Ambio*, 41, 12–22.

www.svensktnaringsliv.se

Storgatan 19, 114 82 Stockholm

Telefon 08-553 430 00

