

Miljö ekonomi

Specialstudie nr 51. Juni 2016

Kostnadseffektiv
styrning mot mål
om förnybar energi





Kostnadseffektiv styrning mot mål om förnybar energi

Konjunkturinstitutet gör prognoser som används som beslutsunderlag för den ekonomiska politiken i Sverige. Vi analyserar också den ekonomiska utvecklingen samt bedriver tillämpad forskning inom nationalekonomi. Vi är en statlig myndighet under Finansdepartementet.

I **Konjunkturbarometern** publicerar vi varje månad statistik över företagens och hushållens syn på den ekonomiska utvecklingen. Undersökningar liknande Konjunkturbarometern görs i alla EU-länder.

Rapporten **Konjunkturläget** är främst en prognos för svensk och internationell ekonomi, men innehåller också djupare analyser av aktuella makroekonomiska frågor. Konjunkturläget publiceras fyra gånger per år. **The Swedish Economy** är den engelska översättningen av delar av rapporten.

I **Lönebildningsrapporten** analyserar vi varje år de samhällsekonomiska förutsättningarna för lönebildningen.

Den årliga rapporten **Miljö, ekonomi och politik** är en översyn och analys av miljöpolitiken ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Vi publicerar också resultat av utredningar, uppdrag och forskning i serierna **Specialstudier, Working paper, PM** och som remissvar.

Du kan ladda ner samtliga rapporter från vår webbplats, konjunkturinstitutet.se. Statistik och data hittar du på konjunkturinstitutet.se/statistik.

Förord

Regeringen har gett Konjunkturinstitutet i uppdrag att analysera hur höjda ambitioner för förnybar energi efter 2020 kan uppnås kostnadseffektivt.

Uppdragstexten lyder:

”Konjunkturinstitutet ska utreda och analysera hur kostnadseffektiviteten i styrningen mot höjda ambitioner för förnybar energi för perioden efter 2020 kan säkerställas. Hur väl samhällsekonomiska kostnader är internaliserade i priset i olika sektorer och användningsområden ska utgöra en del av analysen.”

Denna rapport utgör vår redovisning av uppdraget. Författare är Björn Carlén, Camilla Andersson, Linda Sahlén Östman och Anna Mansikkasalo, vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet. Eva Samakovlis har bidragit med värdefulla synpunkter på tidigare utkast.

Mats Dillén
Generaldirektör
Stockholm i juni 2016

Innehåll

Sammanfattning.....	9
1 Inledning.....	16
1.1 Utgångspunkter och upplägg	16
1.2 Sveriges biobränsleanvändning	17
1.3 Inhemsk råvarubas och Sveriges kolsänka	20
1.4 Det klimatpolitiska ramverket	22
1.5 EU:s biodrivmedelspolitik	22
2 Värdering av luftföroreningar från fossila och biobaserade bränslen.....	24
2.1 Lokala och regionala luftföroreningar	24
2.2 Luftföroreningar från drivmedelsanvändning	26
2.3 Luftföroreningar från stationär förbränning.....	31
3 Värdering av koldioxidutsläpp från fossila och biobaserade bränslen.....	37
3.1 Utsläppen av koldioxid är likvärdiga	37
3.2 Upptaget av koldioxid är olika	38
3.3 Beräkningar av biobränslets nettoeffekt.....	39
3.4 Värdering av koldioxidutsläpp	40
4 Nuvarande beskattning.....	42
4.1 Koldioxidskatt och energiskatt.....	42
4.2 EU ETS	46
4.3 Svavelskatten	46
4.4 NO _x -avgiften.....	47
5 Internaliseringsgrad förnybar energi	49
5.1 Generella principer för optimal beskattning.....	49
5.2 Internaliseringsgrad luftföroreningar	50
5.3 Internaliseringsgrad koldioxidutsläpp	57
6 Styrning mot ökad användning av förnybar energi.....	60
6.1 Kvotpliktssystem för biodrivmedel.....	60
6.2 Behovet av differentierad beskattning under kvotpliktssystem	64
6.3 Utformningen av en kostnadseffektiv bioenergiolitik	72
6.4 Markanvändningseffekter.....	73
Appendix A EEA: värdering luftföroreningar.....	75
Appendix B Beskattning i kronor per enhet	76
Referenser	77

Sammanfattning

Konjunkturinstitutet har haft regeringens uppdrag att utreda och analysera hur kostnadseffektiviteten i styrningen mot höjda svenska ambitioner för förnybar energi kan säkerställas samt analysera hur väl den förnybara energins samhällsekonomiska kostnader reflekteras av de priser som användarna möter. Uppdraget preciserar inte vilka former av förnybar energi studien ska omfatta. Konjunkturinstitutet har valt att fokusera på biobränsle och biodrivmedel. Skälen till detta är flera. Dels utgör biobränslen en stor del av den svenska energimixen. Dels genererar biobränslen utsläpp av hälso- och miljöpåverkande ämnen. Vidare kommer höjda ambitioner till stor del att behöva mötas genom ökad användning av biodrivmedel.

Sverige använder stora mängder förnybar energi. Omkring 35 procent av den totala energitillförseln baseras på förnybara energislag. De senaste 20-30 åren har användningen av förnybar energi i form av vattenkraft, vindkraft och biobränslen inom såväl industrin som inom värme- och elproduktionen ökat stadigt. Vindkraften svarar för en av de största relativa förändringarna. I absoluta tal är det emellertid användning av biobränsle som ökat mest och idag svarar biobränsle för 22 procent av Sveriges slutliga energianvändning. Till betydande delar har denna utveckling varit politikdriven. Den dominerande politiska drivkraften har varierat över tiden, från en önskan om att ersätta oljan med inhemska bränslen till att möjliggöra en förtida kärnkraftsutveckling. Idag ställs även stora förhoppningar på att biobränslen ska bidra till att minska risken för kraftiga klimatförändringar.

LOKALA OCH REGIONALA LUFTFÖRORENINGAR

Användning av drivmedel i transportsektorn samt bränslen för stationär förbränning orsakar utsläpp av hälso- och miljöpåverkande ämnen, såsom partiklar, kväveoxid och svaveldioxid. I Sverige utgör framförallt utsläpp av partiklar och kväveoxid ett problem och det händer att dygnsgränsvärden för dessa överskrids på flera håll i landet. På senare tid har hälsoeffekterna från utsläpp av luftföroreningar uppmärksammas alltmer och flera studier visar att utsläppen ger upphov till betydande samhällsekonomiska kostnader. De svenska utsläppen av luftföroreningar har uppskattats ge skador motsvarande 35-42 miljarder kronor per år.

Utsläppen från biobaserade bränslen för stationär förbränning är i många fall högre än sina fossila motsvarigheter. Hushållens förbränning av trädbränslen ger betydande utsläpp av luftföroreningar, framförallt partiklar och kväveoxider. Även om industrins förbränning av trädbränslen i genomsnitt är betydligt mer effektiv än hushållens, orsakar också den betydligt högre partikelutsläpp än exempelvis motsvarande användning av eldningsolja.

Förbränning av trädbränslen orsakar generellt stora samhällsekonomiska skadekostnader i förhållande till fossila motsvarigheter som eldningsolja. Skadekostnaderna är betydligt högre i tätort än i landsort. Tätortsnära trädbränsleförbränning i industri och fjärrvärmeproduktion orsakar betydligt högre skadekostnader än förbränning av både eldningsolja 1 och eldningsolja 2-5.

Vad gäller biodrivmedel visar litteraturen på en komplicerad bild. Bilar som körs enbart på etanol (E85) respektive enbart biogas orsakar lägre skadekostnader av luftföroreningar än både genomsnittliga samt helt nya bensin- och dieslbilar. Elbilar ger inte upphov till några end-of-pipe-utsläpp.

En genomsnittlig diesebil orsakar större skada i termer av luftföroreningar än en genomsnittlig bensinbil. Även om de nya Euroklass 6-kraven¹ minskar skillnaden i utsläpp mellan nya bensin- och diesebilar, kommer en ny diesebil i genomsnitt fortsatt att släppa ut mer än en ny bensinbil.

Information om utsläpp av luftföroreningar från användning av biodiesel saknas i Naturvårdsverkets databas. Mer kunskap behövs om huruvida utsläppen av luftföroreningar från olika typer av biodiesel och fossil diesel skiljer sig åt. För nya diesebilar kan Euroklass 6-kraven fungera som en approximation för utsläppen från både fossil diesel och biodiesel, eftersom samma krav gäller oavsett bränsle.

KLIMATPÅVERKAN

I dagligt tal framställs biobränslen och biodrivmedel som klimatneutrala. Sveriges och EU:s regelverk utgår också från detta antagande. Strikt talat finns dock inga klimatneutrala biobränslen. Vid förbränning släpper biobränslen ut koldioxid i nivå med sina fossila motsvarigheter. Koldioxiden från de förra ingår emellertid i nuvarande naturliga kretslopp för koldioxid medan koldioxiden från fossila bränslen har varit undantagna från detta kretslopp under miljoner år. Biobränslets bidrag till koncentrationen av växthusgaser i atmosfären beror på vilken råvara de baseras på (hur snabbt denna återbinder den koldioxid som släpptes ut vid förbränning).

Givet en önskan att snabbt minska halten av växthusgaser i atmosfären bör snabba biobränslen premieras. Utvärderat utifrån ett perspektiv om 20-30 år, har långsamma biobränslen såsom stamved låg klimatprestanda medan åkergrödor kan anses vara klimatneutrala. Detta förutsätter oförändrad markanvändning, det vill säga att samma gröda som skördades återplanteras. Att hugga ned skog och plantera grödor minskar kolinlagringen per areaenhet, en koldioxidskuld som kan vara stor och ta lång tid att återbetala.

Biobränsleanvändningen kan också orsaka indirekta markanvändningsförändringar. Med detta avses en effekt som följer av att ändamålet för odlingen förändras exempelvis från foder- och livsmedelsändamål till energiändamål. Ingen förändring sker av markanvändningen på odlingsstället. I stället uppstår en effekt av att utbudet av foder- och livsmedelsgrödor minskar. Så länge inte efterfrågan minskar i motsvarande grad kommer prisanpassning eller utbudsförändringar ske på annat håll. Det senare kan innebära att jungfrulig mark omvandlas till åkermark. Härigenom minskar kolinlagringen där. EU:s hållbarhetskrav för biodrivmedel adresserar delar av denna problematik.

En viktig klimatpolitisk aspekt när det gäller bioenergi är att det klimatpolitiska ramverk som har byggts upp såväl internationellt som inom EU och i Sverige är mer sofistikerat för utsläpp från förbränning av fossil energi än för förändringar i kolinlagringen. Ländervisa kvantitativa åtaganden finns för utsläppen från förbränning av fossil energi. Innebörden av detta är att när en aktör ökar sina utsläpp är det enskilda landet skyldigt att se till att någon annan minskar sina utsläpp ytterligare så att landets åtagande klaras. Något motsvarande finns (ännu) inte för landets inlagring av kol. Med nuvarande regler innebär ökad användning av biodrivmedel att transportsektorns utsläpp bokförmässigt flyttar från en sektor med stark och fungerande reglering till en sektor med bristfällig reglering och riskerar därmed att leda till en lägre kolinlagring och därmed högre koncentration av koldioxid i atmosfären än vad som annars vore fallet.

¹ Avgasutsläppen från personbilar och lätta lastbilar som säljs på den svenska marknaden regleras via EU-lagstiftning. Miljöklassen Euro 6 gäller på nya bilar från och med 2015.

ENERGI- OCH KOLDIOXIDBESKATTNINGEN

Den svenska energibeskattningen består i huvudsak av två delar – energiskatt och koldioxidskatt. Koldioxidskatten är det primära styrmedlet för att hålla utsläppen från transporter, lätt industri, bostäder och service under den svenska målnivån.² Koldioxidskatten betalas per kilo utsläpp fossil koldioxid. Utifrån antagandet att bioenergi är koldioxidneutralt har Sverige valt att helt undanta många bibränslen och hållbara biodrivmedel från koldioxidskatt.

Energiskatten har flera uttalade syften: generera intäkter till offentlig verksamhet, minska energianvändningen, internalisera vägtrafikens externa kostnader och öka användningen av förnybar energi. Denna mångfald av syften har gett en komplicerad struktur där energiskatten varierar beroende på vilket bränsle det handlar om, vem som använder bränslet och för vilket ändamål bränslet används.

Fossila bränslen som används för uppvärmning och drift av stationära motorer möter vanligen en relativt enhetlig energiskatt i termer av energiinnehåll för en given användning. Däremot varierar beskattningen beroende på användningsområde. Fossilt bränsle som används i industriell tillverkningsprocess har exempelvis vanligen en nedsättning av energiskatten med 70 procent. För biobränslen ser bilden annan ut. Nedsättningen av energiskatten varierar mellan olika biodrivmedel medan biobränsle som används för uppvärmning ofta är undantagna energiskatt.

Nedsättningar av energi- och koldioxidskatten kan utgöra statliga stöd som måste godkännas av EU-kommissionen. En gängse tolkning av EU:s regler är att skattenedsättningar för biobränslen endast får kompensera för deras merkostnader relativt deras fossila motsvarigheter. Sverige har beviljats undantag för nedsättning för biogas som används som motorbränsle till och med år 2020 och för flytande biodrivmedel till och med år 2018. EU:s regler kan komma att innebära att Sverige måste reformera sin beskattning. Särskilt gäller detta biodrivmedel. Längre fram kan förändringskrav även komma för fasta biobränslen.³

Utöver energiskatt och koldioxidskatt har Sverige en skatt på vissa bränslens svavelinnehåll och en avgift på vissa utsläpp av kväveoxider. Svavelskatten syftar till att minska utsläpp av svavel vid förbränning och betalas per enhet svavel i bränslet. Kväveoxidsavgiften är en miljöavgift som betalas för utsläpp av kväveoxid från förbränningsanläggningar för energiproduktion.

INTERNALISERING AV BIOBRÄNSLENAS EXTERNA HÄLSO- OCH MILJÖKOSTNADER

Genom att ställa dagens energiskattesatser mot uppskattningar av bränslens externa kostnader i form av utsläpp av hälso- och miljöpåverkande utsläpp kan en uppfattning erhållas kring i vilken utsträckning olika bränslens externa kostnader reflekteras i de skatter och avgifter som användarna möter, den så kallade internaliseringsgraden. Inom transportpolitiken är det en vedertagen utgångspunkt att energiskatten syftar till att internalisera trafikens externa effekter, däribland lokala luftföroreningar.

Analysen visar att miljö- och hälsorelaterade skadekostnader som uppkommer i samband med förbränning av fossila samt biobaserade drivmedel och bränslen endast i mindre grad är internaliserade genom skatter och avgifter. För bränslen som används vid stationär förbränning beror detta både på att skadekostnaden generellt är högre för biobränslen än fossila, och att de har skattenedsättningar. För stationära anläggningars bränsleanvändning finns ytterligare två miljöskatter som syftar till att internalisera externa kostnader (NO_x-avgiften respektive svavelskatten), något de till viss del

² EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS) omfattar energiintensiva verksamheter och säkerställer att deras totala utsläpp inte överskrider den politiskt bestämda målnivån.

³ EU kommissionen håller på att förbereda ett direktivförslag till reglering av användningen av fasta biobränslen.

lyckas med. Hushållens förbränning omfattas dock inte av NO_x-avgiften och flera biobränslen är helt undantagna från svavelskatt, trots betydande utsläpp av svaveldioxid. I tabellen nedan visas energiskattens nivå samt värdering av övriga luftföroreningar från industrins bränsleanvändning.⁴

Beskattning och värdering av luftföroreningar från bränsleförbränning inom industrin

Kr/MWh

	Energiskatt	Värdering		
		EEA	ASEK Landsort	ASEK Tätort
Biobränslen				
Tall- och beckolja	0	2,6	0,5	23,8
Torv och torvbriketter	0	28,9	7,7	294,3
Trädbränsle	0	30,7	3,1	328,0
Fossila bränslen				
Eldningsolja 1	25,5	2,3	0,3	23,6
Eldningsolja 5	23,6	8,9	0,5	96,7
Naturgas	25,6	0,5	0,2	1,5
Gasol	25,5	0,8	0,2	6,0
Koks	24,8	22,2	1,2	244,5

Det är tydligt att dagens energibesättning av bränslen för stationär förbränning inte är utformad för att internalisera externa kostnader. Energiskattens utformning kan i stället förklaras utifrån styrning mot förnybarhetsmål, energieffektiviseringsmål samt att den har fiskala inslag. Trädbränsle orsakar högre skadekostnad än samtliga fossila motsvarigheter, men internaliseringsgraden är noll. För att internalisera skadekostnaden av luftföroreningar behöver energiskatten differentieras utifrån olika bränslens externa kostnader, alternativt behöver en ny miljöskatt införas. Mot bakgrund av att Sveriges användning av biobränslen är stor⁵ och att biobränslen har olika miljöprestanda finns en potentiellt stor effektivitetsvinst att realisera med en sådan beskattning.

För drivmedel framträder en mer komplicerad bild. Den lägre graden av internalisering för biodrivmedel beror på skattenedsättningar, vilket visas i tabellen nedan. Eftersom energiskatten syftar till att, utöver luftutsläppen, internalisera flera andra externa effekter av trafiken kan skadekostnaden av lokala luftföroreningar inte jämföras mot den fulla energiskatten. De övriga externa kostnader som energiskatten ska internalisera är slitage, olyckor och buller. I tabellen nedan visas skadekostnader för dessa övriga externa kostnader samt skadekostnaden för luftföroreningar, den senare värderad enligt ASEK. De totala skadekostnaderna för samtliga externa effekter kan jämföras med den fulla energiskatten för att ge en bild av den totala internaliseringsgraden.

För en genomsnittlig bensin- respektive dieselbil är de totala skadekostnaderna inte fullt internaliserade, även om det är nära för bensinbilar i landsbygd. Internaliseringsgraden är betydligt lägre för dieselbilar än bensinbilar och det är tydligt att energiskatten på dieselbilar inte ens räcker till att täcka kostnaderna för slitage, olyckor och buller. Enligt Euroklass 6-kraven minskar skillnaden mellan bensin- och dieselbilar när det gäller luftföroreningarnas skadekostnader. Enligt de nya kraven internaliserar energiskatten den totala skadekostnaden för bensinbilar både i landsort och tätort. För nya dieselbilar däremot är internaliseringsgraden fortfarande låg, endast mellan 50-60 procent. Eftersom de övriga externa kostnaderna kan anses vara lika stora även i det fall bilarna

⁴ Värderingen baseras på European Environment Agency (EEA) och Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyler (ASEK).

⁵ Den uppgår till ca 105 TWh (Energimyndigheten 2016).

drivs med alternativa drivmedel är det också tydligt att inget av biodrivmedelsalternativen betalar sina fulla externa kostnader, eftersom energiskatten är nedsatt i förhållande till sina fossila motsvarigheter.

Beskattning och värdering av vägtrafikens skadekostnader

Kr/MWh

	Energiskatt		Värdering	
		Slitage, olyckor och buller	Luftutsläpp Landsort-tätort	Summa Landsort-tätort
Genomsnittlig bil bensin	408,8	380,2	33,9-52,1	414,1-432,3
Genomsnittlig bil diesel	240,3	384,0	76,6-137,6	460,6-521,6
Genomsnittlig flexifuel (etanol/bensin)	104,3	380,2	6,4-13,1	386,6-393,3
Genomsnittlig flexifuel (biogas/bensin)	0	380,2	6,2-11,4	386,4-391,6
Ny bil bensin (Euroklass 6)	408,8	380,2	11,8-24,2	392,0-404,4
Ny bil diesel (Euroklass 6)	240,3	384,0	14,1-46,1	398,1-430,1
Låginblandad RME/FAME (Euroklass 6)	235,0	384,0	14,1-46,1	398,1-430,1
HVO (Euroklass 6)	0	384,0	14,1-46,1	398,1-430,1

Hur stor andel av energiskatten som kan antas internalisera just luftföroreningarnas skadekostnad är inte uttalat. Om utgångspunkten är att den totala internaliseringsgraden fördelas jämnt mellan samtliga externa effekter, blir slutsatserna för luftföroreningarnas internaliseringsgrad identisk med slutsatserna om totala internaliseringsgraden. Denna utgångspunkt är dock inte självklar. Det skulle exempelvis kunna argumenteras för att internalisering av transporternas kostnader för slitage och olyckor varit prioriterat under en längre period och därför skulle kunna anses vara fullt (eller åtminstone i högre grad) internaliserade, både för bensin- och dieslbilar. Eftersom energiskatten på diesel och biodrivmedel inte motsvarar kostnaderna av slitage och olyckor, skulle det innebära att internaliseringsgraden för luftföroreningar är noll.

Mer kunskap behövs om hur utsläppen av luftföroreningar mellan biodiesel och fossil diesel skiljer sig åt. Enligt kraven på nya bilar blir utsläppen från biodiesel likvärdiga med fossil diesel men internaliseringsgraden för biodiesel blir ändå lägre än för fossil diesel, eftersom biodiesel har nedsatt (eller ingen) energiskatt. Ur miljö- och hälsosynpunkt bör därför energiskatten på biodiesel höjas. Även utifrån perspektivet att energiskatten ska internalisera vägtrafikens slitagekostnader med mera är det tydligt från tabellen ovan att en sådan reform kan motiveras.

Internalisering av biobränslenas nettobidrag till växthuseffekten

Såväl den svenska koldioxidbeskattningen som EU ETS utgår från antagandet att biobränslen är klimatneutrala. För vissa biobränslen är detta en dålig approximation, vilket tabellen nedan visar. Givet en tidshorisont om 20-40 år, vilket får sägas vara relevant för målen för såväl den svenska som den globala klimatpolitiken är det endast mycket snabba råvarubaser (såsom avverkningsrester och åkergrödor) som kan anses vara klimatneutrala, givet oförändrad markanvändning.

Olika bioråvarors nettoupptag av koldioxid (i procent)

Biomassa	Nettoupptag 20 år	Nettoupptag 40 år
Avverkningsrester	85	94
Stubbar	44	80
Timmer och ved	<20	~50
Energiskog	100	100

Idealt bör alla koldioxidutsläpp beskattas eller på annat sätt prissättas och koldioxidupptag krediteras. Av flera skäl, däribland betydande mätproblem, låter detta vänta på sig. Ett sätt att ändå öka politikens träffsäkerhet kan vara nettobeskattning, det vill säga beskatta biobränslen efter deras bedömda nettoutsläpp av koldioxid. Motvarande krav bör ställas på inlämning av utsläppsrätter vid användning av bioenergi inom EU ETS. För vissa biobränslen skulle detta innebära en betydande kostnad, exempelvis timmerbränsle och stubbar. Härigenom säkerställs emellertid att klimatsmarta biobränslen kommer till användning.

Styrning mot ökade ambitioner vad gäller bioenergianvändningen

Den politiska verktygslådan för att öka användningen av förnybar energi är stor. Den omfattar elcertifikat, utsläppshandel för koldioxid (EU ETS), energi- och koldioxidbeskattning i kombination med skattenedsättning för biobränslen och biodrivmedel, stöd till forskning- och utveckling av förnybar energi, differentierad fordonsbeskattning och stöd till inköp av miljöbilar. Som nämnts tycks EU:s regler innebära att den svenska ansatsen med att premiera bioenergianvändning genom nedsättning eller befrielse av energi- och koldioxidbeskattning ha nått vägs ände. Däremot förefaller det vara möjligt att genom så kallat kvotpliktsystem premiera biodrivmedelsanvändningen.

Kvotpliktsystem är ett verksamt styrmedel. EU:s regler bedöms kräva att Sverige även beskattar biodrivmedel. En sådan beskattning påverkar inte den mängd biodrivmedel som kommer in under ett kvotpliktsystem. För att bra biodrivmedel ska komma in behöver dock beskattningen differentieras eller så behöver kvotpliktsystemet kombineras med andra åtgärder som premierar de biodrivmedel med lägst samhällsekonomisk kostnad. Differentierad beskattning har härvidlag fördelar. En sådan beskattning av biodrivmedel skulle behöva avvika kraftigt från dagens. Exempelvis skulle man kunna belasta biodrivmedel med en energiskatt efter deras hälso- och miljöprestanda och en koldioxidskatt efter deras nettobidrag till växthuseffekten. Detta skulle tendera att premiera bränslen med kort kolcykel och låg hälso- och miljöpåverkan.

Utan en beskattning som beaktar olikheter i biobränslets miljö- och klimatprestanda är risken stor att biodiesel med låg prestanda både vad gäller luftföroreningar och klimatbidrag kan komma att dominera. Våra räkneexempel indikerar att de samhällsekonomiska merkostnaderna för en kvotplikt som innebär att ytterligare 15 TWh biodrivmedel säljs på den svenska marknaden varierar kraftigt beroende på vilket biodrivmedel som kommer in och vilket fossilt drivmedel som ersätts. Den årliga merkostnaden för etanol beräknas till 6-9 miljarder kronor beroende på om det är bensin eller diesel som ersätts. Biodiesel uppvisar en mer splittrad bild. I de fall biodieseln HVO ersätter bensin uppgår merkostnaden till 1-4 miljarder kronor, beroende på vilken råvara den baseras på. Ersätts diesel blir merkostnaden 5-8 miljarder. Med ett 20-årigt tidsperspektiv blir klimatnyttan marginell, om biodrivmedlet baseras på långsam råvara såsom stamved. Av de studerade biodrivmedelsalternativen faller HVO baserad på avverkningsrester och biodieseln FAME (baserad på raps) bäst ut. I fallet där FAME ersätter bensin bedöms den årliga samhälleliga merkostnaden bli negativ trots att den medför ökade utsläpp av luftföroreningar motsvarande 1,4 miljarder kronor per år. Skälet är att en sådan övergång ger en betydande klimatpolitisk intäkt.

Våra räkneexempel indikerar alltså att en politik som premierar biodrivmedel med bättre klimatprestanda, kan begränsa de samhälleliga merkostnaderna. Med höga ambitioner vad gäller biodrivmedelsanvändningen finns ett potentiellt stort miljövärde i att kombinera ett kvotpliktssystem för biodrivmedel med en politik som differentierar mellan bra och dåliga biodrivmedel. Om en sådan differentiering av beskattningen av biodrivmedel inte bedöms vara förenlig med EU:s statsstödsregler, kan ett alternativ vara att kombinera kvotplikten med en (mer) enhetlig drivmedelsbeskattning och samtidigt kreditera vissa biodrivmedel med fler certifikat per bränsleenhet.

Som visats genererar också stationär förbränning av biobränslen och fossila bränslen betydande utsläpp av luftföroreningar. Det finns även här skäl att genom en differentiering av energibeskattningen alternativt en ny miljöskatt internalisera dessa. Det är dock svårt att få till en heltäckande beskattning när det gäller fasta biobränslen. För att internalisera externa skadestnader från förbränning av träbränslen, i synnerhet hushållens småskaliga användning av träbränslen, behöver sannolikt andra typer av styrmedel än skatter användas.

Kvotpliktssystem är verksamma och även kostnadseffektiva om företagens kostnader reflekterar samhällets kostnader. Baksidan är att de minskar flexibiliteten i ekonomin. Givet betydande osäkerhet om framtiden kan försämrade anpassningsförmåga visa sig kostsamt. Säkerhetsventiler och flexibilitet behövs och kan utformas på olika sätt. Målnivåer behöver sättas med beaktande hur de påverkar andra sektorer och näringar. Flexibilitet behövs för att öka kostnadseffektiviteten i den samlade politiken för ökad användning av förnybar energi. Det kan handla om att möjliggöra överföring av åtaganden mellan ett eventuellt kvotpliktssystem för biodrivmedel och elcertifikatsystemet.

En viktig aspekt på biobränsleanvändning följer av att det klimatpolitiska ramverk som förhandlats fram internationellt behandlar koldioxidutsläpp från fossila bränslen och biosfärens upptag av kol asymmetriskt. Systemen för de förra är mer sofistikerade och omfattar ländervisa, kvantitativa åtaganden. Ett ökat inslag av biodrivmedel innebär att trafikens koldioxidutsläpp bokföringsmässigt flyttas från den så kallade övrigsektorn till den så kallade land-use-and-land-use-changes-sektorn (LULUCF-sektorn) som inte är lika hårt reglerad via internationella avtal som utsläppen från fossila bränslen är. Den minskning av LULUCF-sektorns inlagring av kol som följer av ökad biodrivmedelsanvändning kommer därmed inte nödvändigtvis att bli kompenserad genom ökad inlagring någon annanstans. En utvidgad koldioxidbeskattning efter de olika bränslenas nettobidrag till växthuseffekten mildrar men eliminerar inte detta problem. Effekter av ändrad markanvändning behöver hanteras på särskilt sätt. Detta är en svår men viktig aspekt av en effektiv klimatpolitik.

Det finns en stor förbättringspotential vad gäller politiken för användningen av förnybar energi. Vi har ovan skissat på vissa element i en kostnadseffektiv politik för ökad användning av biobränslen. Mer analys behövs för att i detalj kunna utforma en sådan politik. Det står dock klart att det finns stora fördelar med en politik som vilar på en energi- och koldioxidbeskattning som även beaktar externa kostnader av biobränsleanvändning.

Några grundförutsättningar för att styrningen mot ökad användning av förnybar energi ska bli kostnadseffektiv är:

- Kvotplikt för biodrivmedel.
- Internalisering av biobränslenas externa kostnader. Helst genom en energi- och koldioxidbeskattning som även belastar biobränslen efter deras miljö- och klimatprestanda.
- Hårdare reglering av LULUCF-sektorn.
- Givet betydande osäkerhet krävs det flexibilitet över både sektorer, länder och tid.

I annat fall riskerar en storslagen satsning på biobränslen bli kostsam och få negativa konsekvenser både för luftkvaliteteten och för klimatet.

1 Inledning

Den här rapporten analyserar aspekter kring hur Sverige kostnadseffektivt kan styra mot höjda ambitioner för användningen av förnybar energi och hur väl den förnybara energins samhällsekonomiska kostnader reflekteras av de priser som användarna möter. Rapporten fokuserar på biobränslen och biodrivmedel. Biobränslen utgör en stor del av den svenska energimixen och genererar utsläpp av hälso- och miljöpåverkande ämnen. Vidare kommer ökade ambitioner för förnybar energi till stor del att behöva mötas genom ökad användning av biodrivmedel.

1.1 Utgångspunkter och upplägg

Analysen nedan utgår ifrån att marknaderna fungerar tillräckligt väl för att det ska vara relevant att utgå från att marknadspriserna reflekterar privata produktionskostnader och värden även vad gäller energi. Förekomsten av externa effekter innebär att det föreligger en skillnad mellan de privata och samhällsekonomiska kostnaderna. Rapporten fokuserar på två potentiellt stora kostnadsposter som inte utan vidare kan antas vara reflekterade i rådande marknadspriser. Den första är utsläpp av hälso- och miljöpåverkande ämnen såsom exempelvis kväveoxider, svavel och partiklar. Den andra är biobränslets nettobidrag till ökad koncentration av växthusgaser i atmosfären. Analysen nedan baseras på befintlig litteratur. Eftersom forskningslitteraturen inte redovisar dos-respons-samband för alla relevanta ämnen eller klimatprestanda för alla biobränslen får vi inte en heltäckande uppskattning av biobränslets samhällsekonomiska kostnad. Även vad gäller utsläppsbilder för olika biobränslen och biodrivmedel saknas kunskap. Vi fångar dock de enligt litteraturen viktigaste.⁶

Analysen av kostnadseffektiv styrning mot ökade ambitionsnivåer för användningen av förnybar energi baseras på neoklassisk nationalekonomisk mikroteori. Vårt fokus på biodrivmedel förklaras dels av att andelen förnybar energi redan är hög inom värme- och elproduktionen varför ökad ambition i stor utsträckning måste mötas genom ökad användning inom transportsektorn, dels för att EU:s nya statsstödsregler påverkat förutsättningarna för Sveriges nationella biodrivmedelspolitik. Analysen beaktar biodrivmedlets externa kostnader i termer av utsläpp av kväveoxider och partiklar samt deras nettobidrag till växthusgaskoncentrationen i atmosfären.

Rapporten har följande upplägg. Andra delen av detta kapitel redogör kort för hur Sveriges användning av förnybar energi har utvecklats, med fokus på olika kategorier av biobränsle. Vi redogör också för bedömningar av den framtida inhemska resursbasen vad gäller bioenergi, det svenska nettoupptaget av koldioxid inom den så kallade land use and land-use change sektorn (LULUCF-sektorn) samt det klimatpolitiska ramverk som förhandlats fram internationellt. Därefter presenterar avsnitt 2 vad tillgängliga värderingstudier säger om förbränningens externa kostnader i form av utsläpp av hälso- och miljöpåverkande ämnen. Avsnitt 3 redogör för biobränsleanvändningens effekt på koncentrationen av växthusgaser i atmosfären. Avsnitt 4 presenterar dagens energibesättning. Denna består i huvudsak av två delar – energiskatt och koldioxidskatt. Vi diskuterar även svavelskatten och NO_x-avgiften. I avsnitt 5 ställs dagens energiskattesatser mot uppskattningar av biobränslets externa kostnader i form av utsläpp av hälso- och miljöpåverkande utsläpp. Härigenom erhålls en uppfattning om internaliseringsgraden för olika biobränslen vad gäller hälso- och

⁶ Också andra former av förnybar energi kan generera externa kostnader. Exempelvis har vattenkraften en kraftig lokal påverkan på vattendrag och landskap. Vindkraftverks påverkan på landskapsbilden är ett annat exempel. Dessa effekter torde dock bättre kontrolleras via lagstiftning, tillståndsprövning eller genom överenskommelser mellan berörda kommuner och producenter än genom olika former av prisstyrning. Vi bortser därför från dessa i denna rapport. Sol-, vind- och vågkraft genererar externa kostnader i form av oförutsägbarhet i leverans. För just detta problem torde en lämplig lösning vara att särskilda avtal upprättas med balansansvarig.

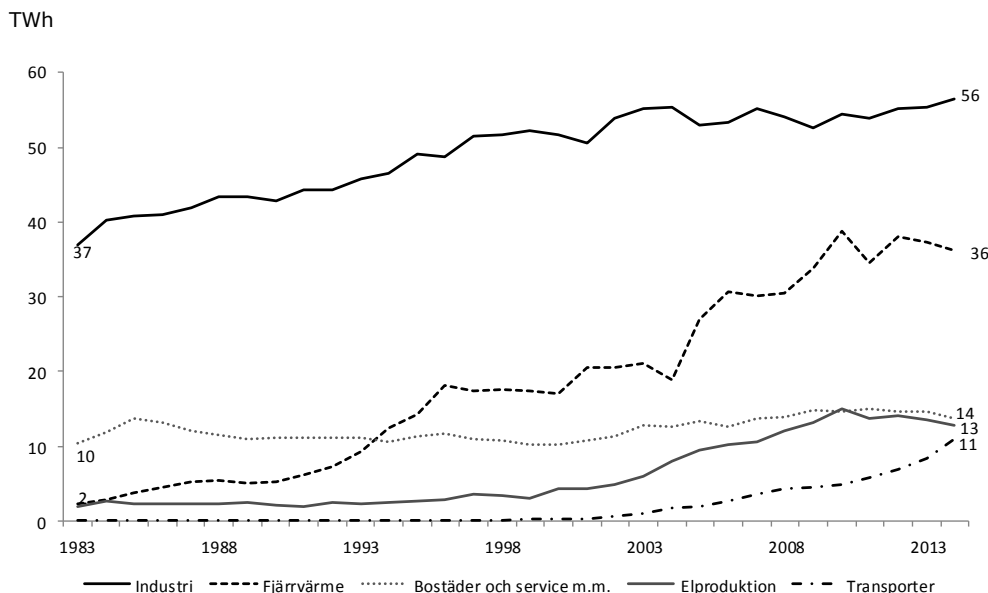
miljöeffekter. Avsnittet adresserar också behovet av en koldioxidbeskattning som även täcker biobränselns nettobidrag till koncentrationen av koldioxid i atmosfären. Avsnitt 6 studerar de samhällsekonomiska kostnaderna för en storskalig övergång till biodrivmedelsanvändning och diskuterar aspekter på en kostnadseffektiv biobränslepolitik.

1.2 Sveriges biobränsleanvändning

Sveriges användning av förnybar energi är hög. Sedan år 1970, då förnybar energi svarade för 19 procent av den totala energitillförseln (om ca 420 TWh), har den ökat till 35 procent (av 570 TWh år 2013).⁷ Utvecklingen förklaras främst av en ökad användning av biobränsle, se figur 1. Men även vattenkraft och vindkraft har ökat, från 41 till 61 TWh respektive från noll till 10 TWh. Till betydande delar har denna utveckling varit politikdriven. Den dominerande politiska drivkraften har dock varierat över tiden. Mot bakgrund av 70- och 80-talens oljekriser syftade politiken inledningsvis till att ersätta oljan med inhemska bränslen. Därefter riktades politiken om för att möjliggöra en förtida kärnkraftsavveckling. Fokus flyttade från oljeersättning till elhushållning och stöd till utveckling av alternativa kraftproduktionsteknologier. I början av 1990-talet kom miljöfrågorna in på allvar och sedan mitten av 1990-talet har klimatpolitiska ambitioner dominerat.

Idag (2014) utgör andelen biobränsle 22 procent av total slutlig energianvändning i Sverige. Störst användare av biobränsle är industrin, se figur 1. Till stor del handlar det om egen användning av så kallade avlutar inom massa- och pappersindustrin och oförädlad trädbränsle inom sågverk och trävaruindustrin.

Figur 1 Användning av biobränsle per sektor 1983-2014



Källa: Energimyndigheten (2016a).

Andra stora användare är el- och fjärrvärmeproducenterna. Närmare två-tredjedelar av fjärrvärmeproduktionens bränsleinsats utgörs av biobränsle (inklusive organiskt avfall). Användningen av biobränsle inom bostäder och service har legat någorlunda konstant.

⁷ Energimyndigheten (2015a).

FAKTA 1 Biobränsle

Med biobränsle avses bränsle som har sitt ursprung i biologiskt material (biomassa). Biomassa från vilka biobränslen framställs kan delas in i fyra huvudgrupper:

- i) Timmer och ved
- ii) Energigrödor
- iii) Rest- och biprodukter
- iv) Organiskt avfall

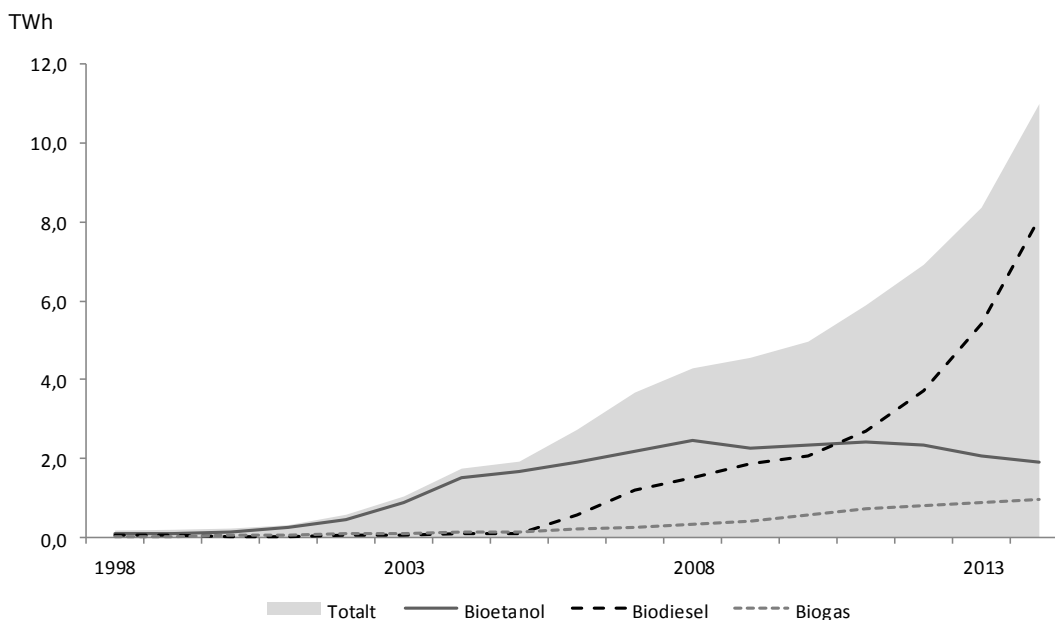
När biomassa från träd används i energiproduktion benämns detta trädbränsle. Trädbränsle som tas direkt från skogen avser grenar och toppar (avverkningsrester), stubbar, stamved etc. och benämns skogsbränsle.

Med energigrödor åsyftas energiskog, energigräs, jordbruksgrödor (raps och majs) etc. Det centrala är att växterna odlats specifikt för energiändamål. Salix är ett exempel på energiskog vilken odlas i Sverige. Oljepalmer är ett annat exempel, som odlas i varma länder.

Rest- och biprodukter avser exempelvis returlutar vid massatillverkning, spån och flis från träindustrin och halm och gödsel från jordbruket. Biomassa kan också härröra från avfall som är biologiskt nedbrytbart såsom matavfall men också rivnings- och spillvirke.

Av Figur 1 framgår att användningen av biodrivmedel i transportsektorn blev noterbar först i början av 2000-talet. Därefter har den ökat stadigt, men utgör trots detta fortfarande en liten andel totalt sett.

Figur 2 Transportsektorn (inrikes) användning av biodrivmedel



Källa: Energimyndigheten (2016a).

Figur 2 visar att stora svängningar har ägt rum vad gäller användningen av olika biodrivmedel. Inledningsvis var det etanolanvändningen som dominerade och växte. Denna utveckling stannade upp mot slutet av 00-talet. Därefter har etanolanvändningen minskat. Sedan andra delen av 00-talet har biodiesel vuxit kraftigt och är sedan 2010 det dominerande biodrivmedlet. Denna utveckling har inte skett av en slump utan är delvis en effekt av att EU:s hållbarhetskriterier för biodrivmedel

(2009/28/EG) justerades. För att möta problemen med stigande matpriser och indirekta markanvändningseffekter beslutade EU 2015 om ett tilläggsdirektiv, som anger att mängden spannmålsbaserade biodrivmedel som får användas för att räkna av mot målet om 10 procents biodrivmedelsanvändning inte får överstiga sju procentenheter. I linje med detta anger EU:s nya miljöstödsriktlinjer att livsmedelsbaserade biobränslen inte berättigar till driftstöd efter 2020.⁸

Skälet till denna omsvängning av politiken var att det hade uppmärksammats att EU:s biodrivmedelspolitik kom att bidra till högre matpriser och så kallade indirekta markanvändningsförändringar (Wibe 2010). Med indirekta markanvändningsförändringar (indirect land use changes or iLUC) avses en effekt som följer av att arealer svängs om från odling av en gröda för foder- och livsmedelsändamål till energiändamål. Ingen förändring sker av markanvändningen på odlingsstället. I stället uppstår en effekt av att utbudet av livsmedelsgrödor försvinner. Så länge inte efterfrågan sjunker med samma volym kommer prisanpassning och/eller utbudsförändringar på annat håll att ske. Det senare kan antas innebära förändrad markanvändning någonstans, exempelvis genom att jungfrulig mark omvandlas till åkermark. Härigenom minskar kolinlagringen där.

FAKTA 2 Biodrivmedel

Biodrivmedel kan framställas ur olika råvarubaser. Det kan handla om åkergrödor, avverkningsrester eller stubbar och stamved. I framtiden kan även andra råvarubaser såsom alger bli aktuella.

Hydrerad vegetabilisk olja (HVO) kan framställas från olika oljeväxter, exempelvis raps och soja. Den kan också framställas av rest- och avfallsprodukter såsom slakteriavfall och tallolja från skogsindustrin. En betydande råvarubas för HVO-produktion är idag inhemsk råtallolja medan rapsolja huvudsakligen används som råvarubas för den FAME som säljs i Sverige. Denna typ av FAME kallas RME och tillverkas genom att rapsolja reagerar med metanol. Metanolen i sin tur kan ha både fossilt och biobaserat ursprung.

Biodrivmedel delas ofta upp i första respektive andra generationens biodrivmedel. Första generationens drivmedel brukar avse biodrivmedel som är etablerade på marknaden och relativt enkla att framställa. Här ingår bland andra biodiesel med ursprung i oljor och fetter från växt- och djurriket såsom FAME samt etanol baserad på exempelvis sockerrör, majs och spannmål.

Andra generationens biodrivmedel framställs ofta med teknologier som inte ännu är kommersiellt gångbara. Till dessa processer räknas bland annat enzymatisk hydrolys (för etanolproduktion) samt termisk förgasning för produktion av olika typer av biodrivmedel (Hammarlund m.fl. 2010). Även HVO brukar räknas till denna kategori och är ett drivmedel vilket framställs genom att exempelvis fettsyror hydreras till diesel (tillsammans med vätgas och under hårt tryck). Resultatet är ett kolväte som är identiskt med diesel och medger en högre inblandning i diesel än vad som är möjligt med FAME.

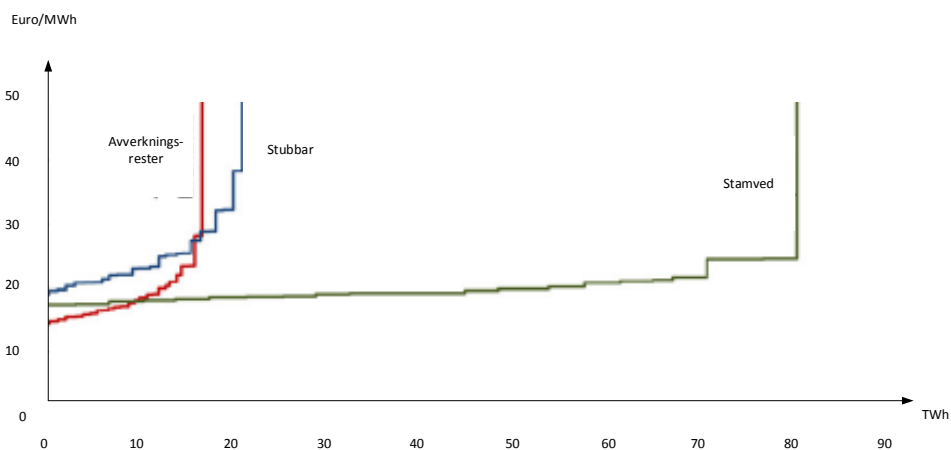
⁸ Se Europeiska kommissionen (2008, 2014).

1.3 Inhemsk råvarubas och Sveriges kolsänka.

Hittills har den ökade efterfrågan på biobränsle i Sverige till stor del tillgodosetts genom att i större utsträckning tillvarata de avverkningsrester (grenar och toppar) som uppkommer i samband med skogsavverkning (Brännlund m.fl. 2010). Det tycks finnas en önskan att också användningen av biodrivmedel till stor del ska baseras på inhemska råvaror (se SOU 2013:84, 2016:21). Givet en sådan ambition blir det relevant att studera den inhemska tillgången på bioenergi. Uppskattningar av det framtida utbudet av skoglig respektive åkerbaserad bioråvara presenteras nedan.

Till följd av stora skogliga tillgångar tillskrivs Sverige komparativa fördelar i övergången till storskalig biobränsleanvändning. Stora osäkerheter föreligger emellertid avseende kostnaderna och möjligheterna att kraftigt öka det inhemska uttaget av skoglig biomassa. Figur 3 redovisar bedömningar av framtida (år 2050) marginalkostnadskurvor för olika typer av skogsbaserad inhemska råvara. Även om osäkerheten är betydande visar figuren att med en användning av 20 TWh biodrivmedel kan betydande mängder stamved komma att användas för energi eller transportändamål. Redan vid 10 TWh är sådan konkurrenskraftig visavi avverkningsrester. Se även Kågesson (2015).

Figur 3 Inhemskt utbud av olika skogsbaserad bioråvara år 2050

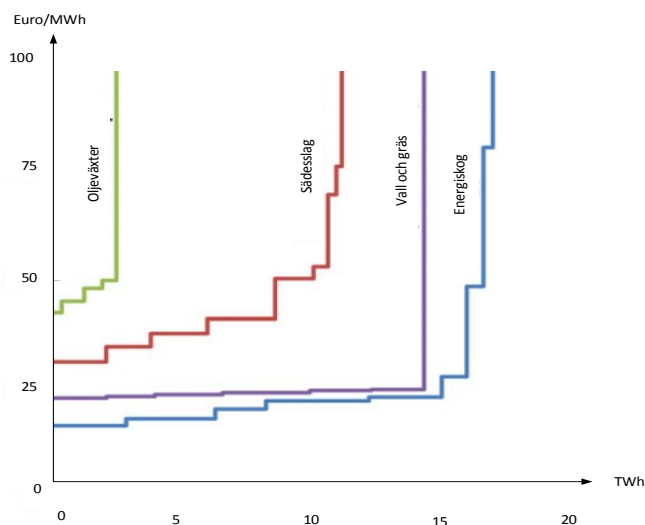


Källa: Börjesson m.fl. (2014).

Figur 4 illustrerar bedömningar av inhemskt utbud av olika typer av energigrödor år 2050. Givet att Sverige beslutar sig för att använda mer inhemska energigrödor belyses i figuren att kostnaden accelererar vid högre kvantiteter. Den bild som framträder är att kostnaden för bioenergi varierar kraftigt beroende på vilken råvara den baseras på.

Ambitionen att svenska råvarubaser ska användas skiljer sig från hur det ser ut idag. Detta blir särskilt tydligt när man betraktar biodrivmedelsanvändningen. Merparten av denna användning täcks för närvarande av import. Exempelvis importeras mer än 80 respektive 90 procent av den råvara som används för den HVO och FAME som säljs i Sverige (Energimyndigheten 2015a). Vad gäller rapsråvara för svensk RME produktion var enbart sju procent av inhemskt ursprung. Även när det gäller skogsråvara importerar Sverige betydande kvantiteter. Enligt Skogsstyrelsen (2014) var Sverige år 2013 nettoimportör av bland annat rundvirke, flis, pellets och sågspån och träavfall.

Figur 4 Inhemskt utbud av energigrödor 2050



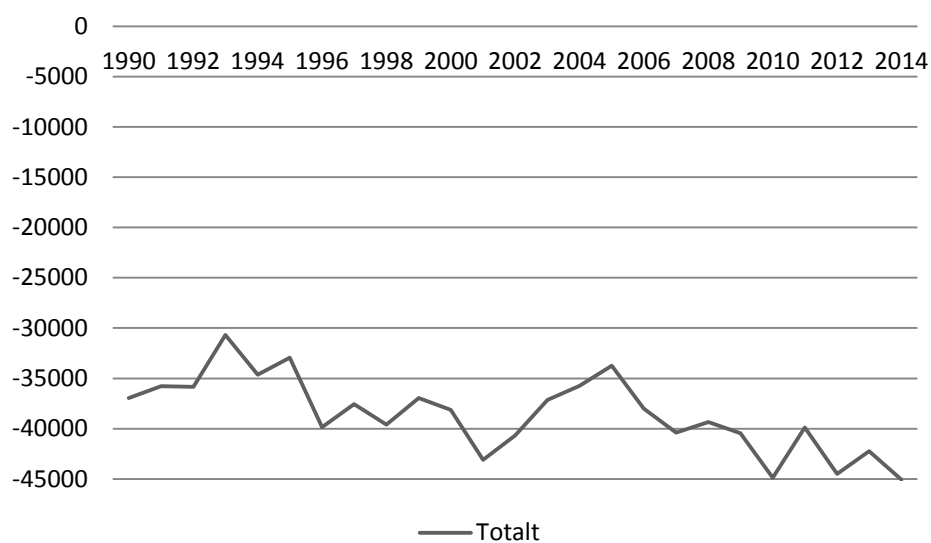
Källa: Börjesson m.fl. (2014).

Klimatpolitiskt har biomassa även en alternativ användning, nämligen lagerhållning av koldioxid. Den svenska skogen lagrar stora mängder koldioxid. Sådan inlagring bokförs i LULUCF-sektorn. Användning av biomassa påverkar denna lagerhållning. I vissa fall, exempelvis när skogråvaror används som byggnadsmateriel flyttas lagerhållningen från skog till den färdiga byggnaden. Används biomassa för energiändamål minskas lagerhållningen. Som vi redogör för i kapitel 3 kan lagerhållningen återställas genom återplanering.

Figur 5 visar hur den svenska kolupptaget har varierat över tid.

Figur 5 Nettoutsläpp av växthusgaser från markanvändning totalt (LULUCF), 1990-2014

Tusen ton koldioxidekvivalenter



Källa: Naturvårdsverket (2016a).

1.4 Det klimatpolitiska ramverket

Internationellt har det förhandlats fram avtal som definierar kvantitativa åtaganden för länders utsläpp av växthusgaser. Kyotoprotokollets första och andra åtagandeperiod är exempel på detta. EU:s åtagande under Kyotoprotokollet har delats upp i två delar. En för EU ETS och en för medlemsländernas övriga utsläpp (här kallad övrigsektorn). Utsläppsutrymmet för den förra fördelas ut på de deltagande företagen enligt det så kallade utsläppshandelsdirektivet (2003/87/EG). Utsläppsutrymmet för medlemsländerna i övrigsektorn har för perioden 2013-20 fördelats ut enligt det så kallade effort-sharing agreement (2009/29/EG). För Sveriges del innebär det senare avtalet att vi år 2020 får en utsläppskvot som är 17 procent lägre än 2005 års utsläppsnivå.⁹

Företag inom EU ETS måste lämna in utsläppsrätter motsvarande de utsläpp de gör. Detta innebär att om något företag ökar sina utsläpp måste det lämna in ytterligare en utsläppsrätt, vilket förhindrar andra från att göra motsvarande utsläpp. Motsvarande gäller även för medlemsländernas övrigsektor, med skillnaden att det nu är medlemsländernas regeringar som är skyldig att lämna in en utsläppskvotenheter för de utsläpp som görs inom den egna övrigsektorn. Regeringarna har möjlighet att handla kvotenheter med varandra. Givet att såväl företag inom EU ETS och regeringar under effort-sharing agreement gör rätt för sig så kommer utsläppen under respektive avtal att bli vid de politiskt bestämda nivåerna. Det ska noteras att dessa målnivåer enbart gäller utsläpp av fossilt kol.

Även vad gäller kolinlagring finns internationella överenskommelser. Dessa är inte lika välutvecklade som de som gäller utsläppen. Dock är de under utveckling. För närvarande gäller att länderna ska bokföra också förändringar i sin kolinlagring. Dock finns inga skarpa kvantitativa åtaganden vad gäller kolinlagringens utveckling. Under Kyotoprotokollets andra period får länder tillgodoräkna sig ökning av kolinlagringen upp till en viss nivå. Mer precist får de till sin utsläppskvot för övrigsektorn addera upp till 3,5 procent av 1990 års utsläppsnivå. Ländervis åtaganden att hålla kolinlagringen över någon fastställd nivå finns ännu inte.

1.5 EU:s biodrivmedelspolitik

EU har ställt upp mål för användningen av bioenergi. Detta mål har ansvarsfördelats ut på medlemsländerna (2009/28/EG). Vidare har varje medlemsland krav på sig att se till att 10 procent av drivmedelsförsäljningen utgörs av biodrivmedel. För att få räknas av mot de uppställda målen måste biobränslena uppfylla vissa kriterier. Ett sådant är att biodrivmedel och flytande biobränslen relativt sina fossila motsvarigheter ur ett så kallat livscykelperspektiv ska minska växthusgasutsläppen med en viss procent. I faktaruta 3 presenteras hur EU beräknar biobränslens utsläppsbesparingar. Där framgår att EU:s hållbarhetskriterier för biodrivmedel utgår från att biobränslen är klimatneutrala.

Ett problem med reglerna är att de resulterar i ett betydande inslag av dubbelstyrning. Exempelvis så omfattas fossila växthusgasutsläpp från skörd, transport, framställning och distribution av biodrivmedel av de utsläppskvoter EU fördelat ut till medlemsländerna (bördefördelningsavtalet). Dessa kvoter innebär att när någon – exempelvis en producent av biodrivmedel – använder fossil energi så bokförs det på medlemslandets kvotkonto. Följden blir att någon annan inom landet måste minska sina utsläpp ytterligare för att landet ska klara sitt åtagande. Dessa utsläpp är i Sverige

⁹ Sverige har därefter anlagt en mer ambitiös nationell målsättning, nämligen att utsläppen inom övrigsektorn ska reduceras med 40 procent relativt 1990 års nivå. Mellanskillnaden mellan tilldelning och det nationella målet ska annulleras.

föremål för koldioxidbeskattning. Andra utsläpp som tillskrivs framställning, transport och distribution täcks av EU ETS. Detta gäller punkterna (i), (iii) samt (vi) i faktaruta 3. Dessa utsläpp bokförs och avräknas antingen mot landets utsläppskvot för övrigsektorn eller tarvar innehav av EU ETS-utsläppsrätt. Så i denna mening är dessa aktiviteter klimatneutrala. Om de betalar ett pris i nivå med den andres marginalkostnad så är det även kostnadseffektivt. Men, EU:s direktiv innebär att dessa utsläpp tillskrivs ytterligare en kostnadspost. När biodrivmedlet importerats blir situationen annorlunda. Många länder har ingen eller inte en lika ambitiös klimatpolitik som EU. I sådana fall är EU:s riktlinjer mer adekvata.

FAKTA 3 EU:s beräkning av biobränslens utsläppsbesparing

- Totala utsläpp = (i) utsläpp vid skötsel och uttag av råvaran
+ (ii) utsläpp via förändrad markanvändning
+ (iii) utsläpp från framställning, transport och distribution
+ (iv) utsläpp från förbränning av bränslet (som för biobränslen antas vara lika med noll)
- (v) Ökad inlagring till följd förbättrad jordförvaltning
- (vi) Ökad inlagring genom avskiljning av koldioxid och geologisk lagring (CCS)
- (vii) Ökad inlagring avskiljning och ersättning av koldioxid (CCR)
- (viii) Utsläppsbesparing till följd av överskottsel från kraftvärme

Utsläppsbesparing = (Emission Fossil-Emission Bio)/Emission Fossil.

Ett annat problem med nuvarande politik är att utsläpp bokföringsmässigt flyttas från en sektor med bindande utsläppsmål till en sektor utan sådana. För att illustrera, tänk en fullständig övergång till biodrivmedel. Med nuvarande ordning skulle övrigsektorns bokförda utsläpp minska från 15-16 miljoner ton koldioxid per år till ner mot noll. Givet den svenska målnivån medger detta att andra aktörer kan släppa ut mer. Samtidigt skulle detta innebära åtminstone en temporär minskning av den svenska kolinlagringen, en minskning som skulle bokföras i den svenska LULUCF-sektorn. Då det för denna sektor inte finns något internationellt avtal med ländervisa kvantitativa åtaganden, är det kostnadsfritt i Sverige att låta kolinlagringen minska. Även om det med hög grad av precision gick att mäta förändringen i den svenska kolinlagringen så saknas ett åtagande om att en sådan minskning måste motverkas med en motsvarande ökning annorstädes i rum eller tid. Således leder ökad biodrivmedelsanvändning till en åtminstone temporärt ökad koncentration av koldioxid i atmosfären.

2 Värdering av luftföroreningar från fossila och biobaserade bränslen

Förbränning av såväl fossila som biobaserade bränslen orsakar utsläpp av lokala och regionala luftföroreningar, vilka ger upphov till miljö- och hälsoeffekter. I takt med att efterfrågan på biobränslen och biodrivmedel ökar är det relevant att analysera hur en övergång från fossila till biobaserade bränslen kan komma att påverka luftföroreningarna. I detta avsnitt redogör vi för hur luftutsläppen i genomsnitt skiljer sig mellan olika typer av bränslen vid stationär respektive mobil förbränning. Dessutom uppskattas genom värdering av luftföroreningarna hur stora skadestnader olika typer av bränsleförbränning orsakar samhället.

2.1 Lokala och regionala luftföroreningar

Förbränning av bränslen orsakar utsläpp av växthusgaser, vilket behandlas i avsnitt 3. Förbränningen orsakar även andra utsläpp till luft som ger upphov till miljö- och hälsoeffekter på lokal eller regional nivå. Exempel på lokala problem är hälsoeffekter såsom hjärt-, kärl-, andnings- och luftvägssjukdomar samt cancer, som orsakas av höga halter av luftföroreningar i områden med hög exponering. Luftföroreningarna transporteras också längre sträckor och deponeras i mark eller vatten genom nederbörd, vilket ger upphov till regionala miljöproblem, såsom övergödning och försurning. Halten av luftföroreningar på en viss plats bestäms av utsläpp men även till stor del av bakgrundshalten till följd av en storskalig spridning av utsläppen. På senare år har hälsoeffekterna av luftföroreningar uppmärksamrats alltmer. Enligt uppskattningar från Världshälsoorganisationen (WHO) orsakade luftföroreningar 3,7 miljoner förtida dödsfall över hela världen under 2012 (WHO 2016). Enligt EU-kommissionen dör cirka 400 000 européer i förtid varje år på grund av dålig luft. Det är mer än tio gånger fler än de som dör i trafiken (Europeiska kommissionen, 2016). För Sverige uppskattas antalet personer som dör en för tidig död på grund av luftföroreningar vara 5 000 personer per år, vilket beräknas kosta samhället 35-42 miljarder kronor årligen (IVL 2014).

Luftutsläpp regleras främst via avtal och direktiv, både internationellt och nationellt. På nationell nivå finns de så kallade miljökvalitetsnormerna för utomhusluft (se luftkvalitetsförordningen, 2010:477). Miljökvalitetsnormerna baseras huvudsakligen på krav i EU-direktiv. EU:s luftkvalitetsdirektiv sätter upp gräns- och målvärden för luftföroreningar som medlemsländerna ska uppnå inom en viss utsatt tid.¹⁰ Under FN:s luftvårdskonvention (Convention on Long-Range transboundary Air Pollution, CLRTAP) samarbetar Europa, USA, Kanada samt länderna i Kaukasus och Centralasien för att minska utsläppen av långväga transporterade luftföroreningar. Till konventionen hör åtta protokoll, varav det viktigaste och mest omfattande är det så kallade Göteborgsprotokollet¹¹, som trädde i kraft år 2005 och reviderades år 2012. Göteborgsprotokollet specificerar nationella utsläppsminskningar till år 2020 för svaveldioxid (SO₂), kväveoxid (NO_x), flyktiga organiska ämnen (VOC), ammoniak (NH₃) samt små partiklar (PM_{2,5}).

¹⁰ Som stöd för att begränsa halterna av luftföroreningar finns EU:s direktiv om nationella utsläppstak, det så kallade takdirektivet. Direktivet anger högsta tillåtna utsläppsnivå för fyra centrala luftföroreningar; SO₂, NO_x, NMVOC och NH₃. 2013 lade kommissionen ett nytt förslag till takdirektiv, om skärpta nivåer för de fyra luftutsläpp som redan omfattas till år 2030 samt förslag om att även inkludera tak för PM_{2,5} samt metan. Det finns också sektorslagstiftning som har stor betydelse för arbetet med att minska luftföroreningar i EU.

¹¹ Göteborgsprotokollet syftar till att minska problemen med försurning, övergödning och marknära ozon.

I detta avsnitt fokuserar vi på de luftföroreningar som ingår i Göteborgsprotokollet samt större partikelutsläpp, PM₁₀. Dessa luftföroreningar omnämns ofta som de viktigaste, dessutom finns det tillgängliga värderingar av dessa skadekostnader, se vidare nedan.

FAKTA 4 Luftföroreningar

Ammoniak (NH₃)

Ammoniak orsakar både övergödning och försurning. Majoriteten av ammoniakutsläppen kommer från jordbrukssektorn, men även industriprocesser, transporter och avfallshantering orsakar ammoniakutsläpp.

Flyktiga organiska ämnen (VOC) eller (NMVOC)

Flyktiga organiska ämnen (VOC) eller NMVOC (non methane volatile organic compounds) är en samlande benämning för ett stort antal gasformiga organiska föreningar som bidrar till bildning av marknära ozon. Några ämnen, exempelvis bensen, kan vara direkt skadliga för människors hälsa i de halter som tidvis förekommer i tätortsluft. VOC frigörs vid ofullständig förbränning av bensin, olja, trä med mera. Avdunstning från lösningsmedel och bensin utgör ytterligare en källa. Hälften av de svenska utsläppen kommer från användning av lösningsmedel och andra produkter och cirka 40 procent från energisektorn och transporter (främst hushållens vedeldning och vägtrafik).

Stora partiklar (PM₁₀)

Partiklar är en av de viktigaste luftföroreningarna i Sverige och orsakar betydande negativa hälsoeffekter. Utsläppen kommer huvudsakligen från vägtrafik och förbränning. Partiklar som är mindre än 10 mikrometer i diameter (PM₁₀) kan ta sig ner i lungorna och orsaka lungsjukdomar. En dominerande källa till höga halter av PM₁₀ i gatumiljö i svenska tätorter är slitage av vägbeläggning, bromsar, däck och vägsand. Vägslitage uppstår främst vid användningen av dubbdäck. Utsläpp av PM₁₀ sker också från hushållens eldning samt från förbränning i industrier och el- och värmeproduktion. I Sverige återfinns de högsta halterna i städerna, framförallt på våren när partiklarna från dubbdäcksanvändning virvlar upp från gatorna. Miljö kvalitetsnormen för dygnsmedelvärden av PM₁₀ har visat sig vara den svåraste att klara i Sverige, framförallt under våren.

Små partiklar (PM_{2.5})

Partiklar som är mindre än 2,5 mikrometer (PM_{2.5}) antas ha en ännu starkare koppling till hälsoeffekter än de större partiklarna, eftersom de små partiklarna har lättare att nå djupare ner i lungorna. PM_{2.5} bildas vid all typ av förbränning. Energisektorn och trafiken är dominerande källor. PM_{2.5} kan delas in i primära och sekundära partiklar. Primära partikelutsläpp är sådana som släpps ut i atmosfären direkt medan sekundära partiklar bildas till följd av utsläpp av andra ämnen, främst svaveldioxid, kväveoxid, ammoniak och några flyktiga organiska ämnen.

Kväveoxid (NO_x)

Kväveoxider (NO_x) innefattar både kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO₂). NO_x orsakar både övergödning och försurning och höga halter av NO₂ kan orsaka luftvägsinflammationer och reducerad lungfunktion.¹² Utsläppen av kväveoxider kommer från bränsleförbränning, både från el- och värmeanläggningar, industri och transporter. Den största källan till utsläpp av NO_x år 2014 i Sverige var transportsektorn, som orsakade 41 procent av de totala ut-

¹² EEA (2014). Det finns en viss osäkerhet kring huruvida NO₂ i första hand är en indikator för andra luftföroreningar som orsakar effekterna. Många studier visar dock på kvarstående hälsoeffekter av NO₂, efter att hänsyn tagits till PM_{2.5}. Enligt WHO (2013) är det sannolikt att NO₂ har direkta effekter på hälsa.

släppen. Utsläppen från transportsektorn har minskat kraftigt sedan 1990, mycket tack vare striktare utsläppskrav på nya bilar. Under de senaste åren har dock minskningen av NO_x utsläpp från personbilar avtagit, vilket beror på den kraftiga ökningen av dieslbilar (Naturvårdsverket 2016b). Eftersom dieslbilar orsakar en större andel NO₂ än NO jämfört med bensindrivna bilar, har relationen mellan föreningarna på senare år förskjutits mot en större andel NO₂ (Trafikverket 2016).

Svaveldioxid (SO₂)

Svaveldioxid (SO₂) oxideras i atmosfären och bildar svavelsyra, vilket bidrar till försurning. Höga koncentrationer av SO₂ kan även påverka luftvägarnas funktion.¹³ Utsläppen av svaveldioxid uppkommer genom förbränning av bränslen som innehåller svavel. Största källan till svavelutsläpp i Sverige är från el- och värmeproduktion samt industrier.

2.2 Luftföroreningar från drivmedelsanvändning

Transportsektorn utgör en av de viktigaste källorna till luftföroreningar i Sverige. När det gäller NO_x-utsläpp och grova partiklar (PM₁₀) i tätorter utgör transportsektorn den allra största källan. Vi fokuserar på utsläpp som orsakas vid förbränning av drivmedel. En bidragande orsak till högre NO_x-utsläpp från transportsektorn under de senaste åren är ökningen av antalet dieslbilar i Sverige. Eftersom transportsektorns efterfrågan på biodrivmedel, framförallt biodiesel, har ökat är det intressant att analysera hur en övergång från fossila drivmedel till biodrivmedel kan komma att påverka luftföroreningarna. Eftersom biodrivmedelsanvändningen i huvudsak är begränsad till vägtrafiken fokuserar vi på utsläpp från vägtrafiken. Vidare avgränsas analysen till lätta fordon, det vill säga huvudsakligen personbilar. Personbilarna är särskilt intressanta på grund av att det ofta omnämns som ett område där bioanvändningen behöver öka vid höjda klimat- och energipolitiska ambitioner. Analysen om luftföroreningar kan ge ytterligare vägledning för utformning av en kvotplikt på biodrivmedel (se vidare avsnitt 6).

EMISSIONSAKTORER FRÅN VÄGTRAFIKENS BRÄNSLEFÖRBRÄNNING

I detta avsnitt presenteras genomsnittliga nationella emissionsfaktorer för personbilar. Uppgifter om genomsnittliga emissionsfaktorer för vägtrafiken har hämtats från Sveriges inventering av luftföroreningar till FN:s luftvårdskonvention (CLRTAP) år 2016 (Naturvårdsverket 2016c). De genomsnittliga emissionsfaktorerna för personbilar är framtagna för huvudkategorierna bensen, diesel, flexifuel etanol/bensen samt flexifuel biogas/bensen. Emissionsfaktorerna representerar ett genomsnitt utifrån hur hela personbilsparken ser ut. De rapporterade emissionsfaktorerna för flexifuel-kategorierna baseras på antagandet att bilarna körs uteslutande på etanol respektive biogas.¹⁴ Andra biodrivmedel finns inte representerade i den modell som beräkningarna baseras på och därför presenteras ingen egen kategori med emissionsfaktorer för biodiesel.¹⁵ Det hade varit önskvärt att kunna redovisa hur emissionsfaktorerna skiljer sig om en bil, med en given teknik, körs på bensen respektive etanol alternativt fossil diesel respektive biodiesel. Vi har inte kunnat få tag i några entydiga uppgifter om emissionsfaktorer för luftföroreningar från olika biodrivmedel och vi kan därför

¹³ Även här råder dock svårighet att skilja ut effekterna från SO₂ från de som orsakas av partiklar, men enligt WHO (2013) finns relativt starka bevis för att (mycket höga halter) av SO₂ har direkta hälsoeffekter.

¹⁴ Det bör noteras att etanolanvändningen minskat under senare år och i dagsläget körs de flesta bilar övervägande på bensen istället för etanol.

¹⁵ I den underliggande modellen (HBEFA 3.2) vid VTI som använts för beräkningarna av emissionsfaktorer finns endast drivmedlen bensen, diesel, etanol (E85) samt fordonsgas med. Fordonsgasen är en blandning av naturgas och biogas. I nästa modellversion av HBEFA kommer emissionsfaktorer för flera biodrivmedel finnas med. Personlig kommunikation med VTI.

inte presentera emissionsfaktorer på en mer finfördelad nivå än den som är publicerad på Naturvårdsverkets hemsida.¹⁶ Kunskapen om luftföroreningar från olika biodrivmedel behöver öka. Generellt är sambanden mycket komplexa. Avgasemissioner beror både på typ av fordon, typ av motor, typ av efterbehandling (exempelvis partikelfilter) samt drivmedlens kemiska sammansättning. Dessutom kan emissionerna variera beroende på andra faktorer, exempelvis beroende på höga eller låga omgivande temperaturer. Att den genomsnittliga emissionsfaktorn skiljer sig mellan kategorin ”personbilar bensin” och ”flexifuel etanol/bensin” beror därmed inte endast på vilket bränsle som används, utan på hur bilparken i respektive kategori ser ut (där många bensinbilar sannolikt har betydligt mindre modern teknik i genomsnitt än flexifuelbilar).

Tabell 1 Genomsnittliga emissionsfaktorer från personbils bränsleförbränning

Kg/MWh

	NH ₃	NM VOC	PM _{2,5}	NO _x	SO ₂
Bensin	0,082	0,322	0,003	0,233	0,001
Diesel	0,002	0,033	0,016	0,874	<0,001
Flexifuel (etanol/bensin)	0,003	0,013	0,002	0,068	<0,001
Flexifuel (biogas/bensin)	0,001	0,010	0,001	0,067	0,000

Källa: Naturvårdsverket (2016c).

Det framgår tydligt av tabell 1 att det är betydande skillnader i luftföroreningar mellan den genomsnittliga svenska bensin- och dieselbilen. Dieslbilar orsakar högre utsläpp av NO_x och partiklar, medan bensin orsakar högre utsläpp av flyktiga organiska ämnen och ammoniak. Flexifuelbilar orsakar betydligt lägre luftföroreningar än den genomsnittliga bensin- och dieselbilen, där biogas är det allra mest fördelaktiga ur luftföroreningssynpunkt. Det är även intressant att jämföra de genomsnittliga emissionsfaktorerna med de avgaskrav som ställs på nya bensin- respektive dieslbilar inom EU. Kraven anger gränsvärden för maximala utsläpp av tre olika luftföroreningar: NMVOC¹⁷, PM_{2,5} samt NO_x. Dessa krav kan ses som en approximation för emissionsfaktorerna för nya bilar, och ger därför en bild av skillnaden i luftutsläpp mellan nya bensin- och dieslbilar.¹⁸ Gränsvärden inom Euroklass 6 för personbilar gäller för samtliga nybilsregistreringar från september 2015. Dessa gränsvärden för bensin respektive dieselmotorer gäller oavsett vilket bränsle som bilen körs på. Det innebär att fossil diesel och biodiesel måste uppfylla samma krav för luftföroreningar.¹⁹ I tabell 2 presenteras gränsvärden inom Euroklass 6, även uttryckta i kilogram per MWh.

¹⁶ Enligt personlig kommunikation med IVL är de europeiska emissionsmodellerna dåliga på att beskriva biodrivmedel, delvis beroende på att det inte finns så mycket emissionsmätningar gjorda på bilar som drivs med alternativa bränslen. I en litteraturgenomgång över testresultat från flertalet studier av Ecotrafic (2009), var en slutsats att biodiesel (RME/FAME) orsakade något högre utsläpp av NO_x och något lägre av partiklar jämfört med fossildiesel. Förutsättningarna har dock ändrats under senare år. Genom utvecklingen av HVO, vilket nu har den största marknadsandelen av biodiesel, finns enligt Ecotrafic (personlig kommunikation) inte längre någon negativ effekt på luftföroreningar jämfört med fossildiesel.

¹⁷ Gränsvärde för NMVOC finns endast för bensinbilar. För dieslbilar sätts endast ett gränsvärde för summan av NO_x och VOC, 170 mg/km.

¹⁸ Att kraven kan ses som goda approximationer av faktisk körning har visat sig inte alltid vara fallet. Se exempelvis en testjämförelse mellan ”EU-körcykeln” (vilken ligger till grund för test av EU-kraven) och en så kallad ”Sverige-körcykel” (vilken på ett bättre sätt anses motsvara verkliga förhållanden) i Teknikens värld (2015). Resultatet av jämförelsen visar att väldigt få bilar håller vad de lovar och i västa fall drar de nästan dubbelt så mycket bränsle som utlovat.

¹⁹ I brist på uppgifter om hur emissionsfaktorerna skiljer sig mellan fossil diesel och olika former av biodiesel utgår vi ifrån att de är likvärdiga. Enligt personlig kommunikation med Ecotrafic och IVL kan detta vara en god approximation eftersom kravet ska uppfyllas oavsett bränsle. Denna approximation har även använts i andra studier. Se exempelvis Börjesson m.fl. (2010), som använder kravet på NO_x-utsläpp i dieselmotorer som en approximation för NO_x-utsläppen från förbränning av biodiesel (RME).

Tabell 2 Gränsvärden för utsläpp enligt Euroklass 6

Mg/km och Kg/MWh

	NM VOC Mg/km	NM VOC Kg/MWh*	PM _{2,5} Mg/km	PM _{2,5} Kg/MWh*	NO _x Mg/km	NO _x Kg/MWh*
Bensinbil (Euroklass 6)	68	0,100	5	0,007**	60	0,088
Dieselinbil (Euroklass 6)	-	-	5	0,009	80	0,148
RME/FAME*** (Euroklass 6)	-	-	5	0,009	80	0,148
HVO*** (Euroklass 6)	-	-	5	0,009	80	0,148

* Under antagande att en ny medelstor bensinbil drar 0,75 liter/mil, och en motsvarande ny dieselinbil 0,55 liter/mil (enligt VTI:s HBEFA-modell). Värmevärde 9,1 för bensin samt 9,8 för diesel.

**gäller endast för fordon med direktinsprutade bensinmotorer för mager förbränning.

*** I brist på information om skiljda emissionsfaktorer mellan fossil diesel och biodiesel utgår vi här ifrån att de är likvärdiga. Euroklasskraven gäller oavsett bränsle, vilket innebär att även biodiesel måste uppfylla kraven. Vi har i omräkningen till KWh bortsett ifrån att biodiesel har något lägre värmevärden än fossil diesel eftersom det inte påverkar beräkningen annat än på decimalen.

Källa: Konkurrensverket (2015).

Tabell 2 visar att de nya EU-kraven för luftutsläpp från personbilar innebär en mindre skillnad i NO_x-utsläpp mellan bensin och dieselinbilar. Fortfarande är dock utsläppen av NO_x och partiklar högre för dieselinbilar än bensinbilar. När det gäller partiklar ser inte kravet på 5 mg/km ut att bita för bensinbilarna, eftersom den genomsnittliga emissionsfaktorn för bensinbilar är lägre i Naturvårdsverkets uppgifter.²⁰ Det kan också noteras att utsläppen från helt nya bensinbilar fortfarande är högre än utsläppen från en genomsnittlig flexifuelbil som körs på etanol.

Värdering av luftutsläpp från vägtrafiken

Olika luftföroreningar har olika hälso- och miljöeffekter. Emissionsfaktorerna i tabell 1 och tabell 2 säger inget om luftföroreningarnas skadeverkningar. En låg emissionsfaktor av små partiklar kan exempelvis orsaka högre skadestånd än en högre emissionsfaktor av NO_x, beroende på hur skadestånden av ett kilo små partiklar respektive NO_x-utsläpp värderas. Den trade-off som är tydlig i tabell 1 mellan typen av luftföroreningar från bensin- respektive dieselinbilar behöver värderas för att vi ska kunna bedöma vilket bränsle som orsakar minst skada. I detta avsnitt använder vi uppskattningar av skadestånden för olika luftföroreningar från ASEK 6.0. De luftföroreningar som värderas av ASEK är NO_x²¹ SO₂, VOC²² samt PM_{2,5}²³. I ASEK:s värdering ingår både hälsoeffekter och effekter på miljön. Värderingarna av luftföroreningar i landsort respektive tätort presenteras i tabell 3 nedan. Skillnaden mellan landsorts- respektive tätortsvärderingen är framförallt att landsortsvärderingen enbart inkluderar effekter på miljön medan tätortsvärderingen även inkluderar de direkta hälsoeffekterna av luftföroreningar. Se faktaruta 5 för en mer ingående beskrivning av vilka effekter som värderas samt vilken värderingsmetod som används av ASEK.

²⁰ VTI bekräftar att den genomsnittliga emissionsfaktorn för PM_{2,5} gällande bensinbilar är lägre i HBEFA-modellen än Euroklass 6-kravet.

²¹ I ASEK används utsläppen av NO_x som en indikator för en mix av luftföroreningar från fordon och det finns en risk att kalkylvärdet inrymmer effekter av andra föroreningar i bilavgaser (se Trafikverket, 2015). För jämförelse kan det noteras att VTI (2014) skattade marginalkostnader för NO_x från lätta fordon till 69 kr/kg i tätort och 42 kr/kg i landsbygd.

²² Kolväten (VOC) kan delas in i NMVOC samt metan, där NMVOC påverkar ozonbildningen medan metan utgör en växthusgas. ASEK har inte skiljt ut metan från värderingen av VOC. De emissionsfaktorer vi presenterar avser NMVOC, vilket medför att värderingen kan vara något för hög eftersom den även inkluderar värdet av metan.

²³ Partikelvärderingen i ASEK har avgränsats till PM_{2,5} som uppstår vid förbränning av bränslet. Utsläpp av PM₁₀ från trafiken uppstår däremot genom slitage och effekterna av dessa ingår inte i ASEK:s värdering.

Tabell 3 ASEK:s värderingar av luftföroreningar från vägtrafiken

Kr/kg

	VOC	PM _{2,5}	NO _x	SO ₂
ASEK – Landsort	43	0	86	29
ASEK – Tätort*	62	3 210	97	123

* Total effekt (regional+lokal) för en svensk referenstäort (befolkningsmässig mediantätort) 35 700 invånare.
Källa: ASEK 6.0 (2016).

I tabellen är det tydligt att värderingen i tätort är betydligt högre än värderingen i landsort, särskilt när det gäller partiklar. Skadekostnaden av partiklar och NO_x-utsläpp är båda högre än VOC i tätort, vilket innebär att utsläppen från dieslbilar i tätbefolkade områden orsakar större skada än utsläppen från bensin.²⁴

FAKTA 5 ASEK – värderade effekter och värderingsmetod?²⁵

ASEK är en myndighetsgemensam arbetsgrupp som ansvarar för att utveckla principer för samhällsekonomisk analys och kalkylvärden för transportsektorn i Sverige. ASEK består av representanter från Trafikverket, Transportstyrelsen, Sjöfartsverket, Naturvårdsverket, Energimyndigheten, Stockholms Läns Landsting, Vinnova samt Trafikanalys. ASEK-arbetet stöds av ett vetenskapligt råd bestående av expertis inom ämnesområdena nationalekonomi, miljöekonomi, regionalekonomi och transportanalys.

Lokala respektive regionala effekter

ASEK delar in effekter av luftföroreningar i två olika kategorier; *lokala* och *regionala*. De lokala effekterna är de direkta effekterna av luftföroreningar som uppstår i närområdet kring källan till utsläppen. Dessa består främst av negativa hälsoeffekter, som till exempel ökad ohälsa och symptom i luftvägar och andningsorgan samt ökad cancerrisk. Till lokala effekter räknas även nedsmutsning och materiella skador på bebyggelse och maskiner. Kännbara lokala effekter uppstår främst i tätorter eftersom effekterna beror dels på hur många människor som exponeras samt hur många hus och annat material som utsätts för materiella skador. *Regionala effekter* består av direkta och indirekta effekter av luftföroreningar som uppstår inom ett relativt stort område kring källan till utsläppen. Regionala effekter uppkommer genom att de utsläpp som ger lokala effekter i viss utsträckning omvandlas till nya föroreningar som i sin tur ger andra typer av effekter. Utsläppen av kväve- och svavelföreningar orsakar exempelvis regionala

ASEK presenterar skilda värderingar av luftföroreningar i landsort respektive tätort. I ASEK:s värdering av luftföroreningar i landsort ingår endast de regionala effekterna, medan tätortsvärderingen utgör summan av de regionala och de lokala effekterna.

Värderingsmetod

Värdering av de lokala hälsoeffekterna baseras på den så kallade *effektkedjeansatsen*. Ansatsen syftar till att i så stor utsträckning som möjligt kunna översätta utsläppskvantiteter till hälsoeffekter genom en stegvis metod. Denna metod har blivit standard när det gäller värdering av luftutsläpp inte bara i Sverige utan även inom EU genom det så kallade ExternE-projektet²⁶. I det första steget beräknas utsläppen från källorna. I ett andra steg beräknas hur stor spridning-

²⁴ ASEK:s värdering av PM_{2,5} i tätort är hög, medan det inte ingår någon partikelvärdering alls i ASEK:s landsortsvärdering. För jämförelse kan det noteras att VTI (2014) skattade marginalkostnader för PM_{2,5} från lätta fordon till 1620 kr/kg i tätort och 99 kr/kg i landsbygd.

²⁵ Texten baseras på ASEK 6.0 (2016) samt Trafikverket (2015).

²⁶ Ett EU-baserat forskningsprojekt som kvantifierar och värderar miljö- och hälsopåverkande utsläpp i syfte att internalisera dess externa effekter. Projektet påbörjades under 1990-talet och pågick till 2005. Se ExternE (2006).

en av utsläppen är, vilket avgör hur höga halter eller nivåer av utsläpp det finns i olika områden. I det tredje steget beräknas hur många individer som exponeras av halterna eller nivåerna och på vilket sätt eller i vilken omfattning de exponeras. Utifrån kännedom om exponering kan så kallade dos-respons-funktioner användas för att beräkna effekten på exempelvis antalet förtidigt födda eller förtidiga dödsfall. Det sista steget innefattar en monetär värdering av effekterna. Metoden möjliggör tillämpning av skadestansansatsen för ekonomisk värdering av hälsoeffekterna, eftersom de faktiska skadorna av hälsopåverkan per exponeringsenhet beräknas.

De hälsoeffekter som framförallt värderas av ASEK är luftföroreningarnas påverkan på mortalitet (dödlighet). Värderingen sker genom en beräkning av det förväntade värdet av ett förlorat levnadsår (value of a lost life year, VOLL). Ytterligare en skadestans som värderas är luftföroreningarnas påverkan på sjuklighet (morbidity). Detta sker dock schablonmässigt genom ett procentuellt påslag på effekten på mortalitet och det finns ingen närmare specificering av exakt vilka sjukdomseffekter som beaktas med detta påslag. Även om den metod ASEK tillämpar överensstämmer med tillvägagångssättet för att skatta hälsoeffekter av luftföroreningar internationellt finns viss förbättringspotential vad gäller exempelvis dos-respons-funktioner som inte har uppdaterats i takt med att ny kunskap har kommit fram. Underlaget för hälsovärderingen av luftföroreningar i ASEK:s kalkyler behöver därför ses över och uppdateras enligt aktuell forskning om hälsoeffekter av luftföroreningar.²⁷

För värdering av de *regionala effekterna* i ASEK används inte effektkedjeansatsen och värdena sätts heller inte utifrån skadestansansatsen. En anledning är att det saknas kunskap om exakta exponerings-respons-funktioner vad gäller utsläppens effekter på försurning och övergödning. Värderingen av regionala effekter baseras istället på åtgärds-kostnaden för den marginala åtgärden att nå politiskt satta miljömål och kan då anses reflektera både miljöeffekter (försurning och övergödning) och hälsoeffekter.

TOTAL VÄRDERING AV FLERA LUFTFÖRORENINGAR FRÅN VÄGTRAFIKEN

Emissionsfaktorerna i tabell 1 och tabell 2 har kombinerats med respektive luftutsläpps värdering i tabell 3. Summan av samtliga luftutsläpps värdering i kronor per bränsleanvändning redovisas i tabell 4 nedan. Sammantaget orsakar utsläppen från en genomsnittlig diesebil större skada än utsläppen från en genomsnittlig bensinbil. Med de nya EU-kraven för luftföroreningar för personbilar minskar skillnaden mellan bensin- och dieselbilar, men nya dieselbilar orsakar högre skadestans för luftutsläpp än nya bensinbilar. Flexifuelbilar som körs enbart på etanol (E85) respektive biogas orsakar betydligt lägre skadestans av luftföroreningar än både genomsnittliga samt helt nya bensin- och dieselbilar. Enligt utformningen av Euroklass 6-kraven på nya dieselbilar blir utsläppen från biodiesel likvärdiga med fossil diesel.²⁸ I detta fall kommer en övergång till biodiesel inte ha någon positiv effekt på de skadestans som diesel orsakar samhället i form av luftföroreningar.

²⁷ Se Trafikverket (2015) för förslag till utveckling av ASEK:s kalkylvärden för luftföroreningar. I rapporten poängteras bland annat att för vissa potentiellt viktiga föroreningar saknas kalkylvärden i ASEK. Å andra sidan finns risk för dubbelräkning i kalkylvärdet för NO_x-utsläpp, eftersom NO_x-utsläppen av ASEK ses som en indikator för en mix av luftföroreningar.

²⁸ Eventuella skillnader i luftföroreningar från fossil diesel respektive biodiesel bör utredas vidare. Det kan finnas skillnader mellan olika typer av biodiesel. Exempelvis finns det tester som visar att en övergång från fossildiesel till RME/FAME leder till högre NO_x-utsläpp än fossil diesel.

Tabell 4 Total värdering av personbilars utsläpp av luftföroreningar

Kr/MWh

	Total värdering* (ASEK)	
	Landsort	Tätort
Genomsnittlig bensinbil	33,9	52,1
Genomsnittlig dieselbil	76,6	137,6
Flexifuel (etanol/bensin)	6,4	13,1
Flexifuel (biogas/bensin)	6,2	11,4
Ny bensinbil (Euroklass 6) **	11,8	24,2
Ny dieselbil (Euroklass 6)***	14,1	46,1
RME/FAME (Euroklass 6)	14,1	46,1
HVO (Euroklass 6)	14,1	46,1

*ASEK värderar luftutsläppen VOC, PM_{2,5}, NO_x och SO₂. Enskilda värderingar för respektive utsläpp per MWh har summerats för att få ett totalt värde per MWh. För kategorierna baserade på Euroklass-kraven ingår endast NMVOC, NO_x och PM_{2,5}, men det påverkar inte totalvärdet så mycket eftersom utsläppen av SO₂ är mycket små.

**Eftersom PM_{2,5}-kravet på bensinbilar inte binder, har vi använt den genomsnittliga emissionsfaktorn i beräkningen.

***Eftersom det inte finns något gränsvärde för NMVOC på nya dieselbilar har vi använt den genomsnittliga emissionsfaktorn för NMVOC för dieselbilar i beräkningen.

Källor: Naturvårdsverket (2016c), ASEK 6.0 (2016) och Konkurrensverket (2015).

2.3 Luftföroreningar från stationär förbränning

Vid sidan av transportsektorn utgör användning av bränslen vid stationära förbränningsanläggningar en viktig källa till luftföroreningar. Stationär förbränning omfattar bränsleförbränning inom industrin, el- och fjärrvärme, hushåll samt småskalig förbränning (vedpannor, kaminer etc.). Även i dessa sektorer ökar användningen av biobränslen. Hur kan en övergång från fossila bränslen till biobränslen komma att påverka luftföroreningarna?

EMISSIONSFAKTORER FRÅN STATIONÄR BRÄNSLEFÖRBRÄNNING

I detta avsnitt presenteras genomsnittliga emissionsfaktorer för några av de vanligaste luftföroreningarna från stationära förbränningsanläggningar i Sverige. Uppgifter om genomsnittliga emissionsfaktorer har hämtats från Sveriges inventering av luftföroreningar till FN:s luftvårdskonvention (CLRTAP) år 2016 (Naturvårdsverket 2016c). Emissionsfaktorerna kan ses som nationella genomsnitt för olika bränsleförbränningsaktiviteter. Emissionsfaktorerna beror inte endast på vilken typ av bränsle som används, utan på en rad andra faktorer, exempelvis vilken typ av förbrännings- och reningsutrustning som används. Därmed kan emissionsfaktorerna för enskilda anläggningar variera kraftigt. Till skillnad från rapporteringen av vägtrafikens luftföroreningar rapporteras dock skilda emissionsfaktorer för olika typer av bränslen för olika användningsområden. De genomsnittliga emissionsfaktorerna presenteras i dataunderlaget för ett stort antal fossila- respektive biobränslen. Nedan presenteras genomsnittliga emissionsfaktorer för ett urval av de viktigaste bränslena för några vanliga användningsområden.²⁹

Tabell 5 visar att förbränning av biobränslen generellt inte orsakar lägre luftföroreningar än deras fossila motsvarigheter. De genomsnittliga emissionsfaktorerna för vissa ämnen (NO_x, SO₂ och NH₃) från förbränning av tall- och beckolja är högre än vid förbränning av både eldningsolja klass 1 och klass 2-5. Emissionsfaktorerna från förbränning av deponi- eller rötgas är desamma som vid förbränning av naturgas. Förbränning av trädbränslen orsakar de högsta utsläppen av partiklar,

²⁹ Enligt Energimyndigheten (2015a) utgör trädbränslen samt avlutar de två största delarna av total användning av biobränslen i Sverige. Avlutar är en biprodukt inom massa- och pappersindustrin som bildas när träflis kokas till pappersmassa. Avlutarna finns dock inte representerade i datat över emissionsfaktorer för stationär bränsleförbränning eftersom de räknas till processutsläpp istället för förbränningsutsläpp. Det bör utredas vidare hur stora utsläpp som orsakas av förbränning av avlutar.

framförallt hushållens förbränning. Värt att notera är att även el- och fjärrvärmeproduktionens samt industriernas förbränning av trädbränslen i genomsnitt orsakar betydligt högre partikelutsläpp än exempelvis motsvarande användning av eldningsolja.

Tabell 5 Genomsnittliga emissionsfaktorer vid förbränning av olika bränslen

Kg/MWh

	NH ₃	NMVOC	PM ₁₀	PM _{2,5}	NO _x	SO ₂
Biobränslen						
Tall och beckolja	0,007	0,011	0,007	0,007	0,486	0,360
Deponigas/rötgas (el)	0,004	0,007	0,000	0,000	0,180	0,000
Deponigas/rötgas (fjärrvärme)	0,004	0,004	0,000	0,000	0,180	0,000
Torv	0,007	0,180	0,113	0,088	0,252	0,130
Trädbränsle (el och fjärrvärme)	0,014	0,072	0,120	0,088	0,216	0,072
Trädbränsle (industri)	0,011	0,072	0,124	0,101	0,288	0,072
Trädbränsle (hushåll ved kamin)	0,004	0,540	0,540	0,540	0,288	0,036
Trädbränsle (hushåll briketter)*	0,011	0,022	0,108	0,108	0,234	0,036
Fossila bränslen						
Eldningsolja 1 (el, fjärr-, industri)	0,004	0,007	0,007	0,007	*0,180	0,090
Eldningsolja 2-5 **	0,004	0,011	0,036	0,030	0,360	0,324
Naturgas (el)	0,004	0,007	0,000	0,000	0,180	0,000
Naturgas (fjärr- och industri)	0,004	0,004	0,000	0,000	0,180	0,000
Gasol (el, fjärr-, industri)	0,004	0,004	0,002	0,002	0,252	0,000
Koks	0,007	0,029	0,090	0,076	0,540	1,296

*inkluderar hushållens pelletsanvändning.

**ej förbränning i gasturbin.

Källa: Naturvårdsverket (2016c).

VÄRDERING AV LUFTUTSLÄPP FRÅN STATIONÄR FÖRBRÄNNING

I en aktuell studie av European Environment Agency (EEA) värderas ett antal luftutsläpp från stationära industrianläggningar i Europa (EEA, 2014). De anläggningar som ingår i studien avgränsas till E-PRTR utsläppsregister.³⁰ Det är ett europeiskt register som tillhandahåller information om 91 olika typer av utsläpp till luft, vatten och land från ca 28 000 industrianläggningar i EU:s medlemsländer. Registret uppdateras årligen.

De luftföroreningar som värderats i studien av EEA är NO_x, NMVOC, SO₂, PM_{2,5}, PM₁₀ och NH₃.³¹ Se faktaruta 6 för en beskrivning av metoden samt vilka effekter som har värderats.

³⁰ The European Pollutant Release and Transfer Register. Detta register täcker inte samtliga utsläpp från stationära anläggningar. Eftersom det inte är obligatoriskt för mindre anläggningar att rapportera in utsläpp begränsas antalet industrianläggningar i registret framförallt till större anläggningar. Anläggningarna behöver dessutom bara rapportera in utsläpp av de ämnen som överskrider vissa fastställda tröskelvärden.

³¹ När det gäller värderingen av PM_{2,5} inkluderas endast effekter av primära utsläpp för PM_{2,5}. Effekter av sekundära utsläpp av PM_{2,5} ingår istället i värderingen för det ämne från vilket de sekundära partiklarna bildats (exempelvis SO₂, NO_x eller NH₃).

FAKTA 6 EEA – värderade effekter och värderingsmetod.³²

I en studie av European Environment Agency (EEA) värderas ett antal luftutsläpp från stationära industrianläggningar i Europa.

De hälsoeffekter som värderas utgörs både av påverkan på mortalitet (dödlighet) och morbiditet (sjuklighet). Exakt vilka effekter av respektive luftförorening som ingår i studien beskrivs i Appendix 2 i EEA (2014). När det gäller värdering av dödlighet används två olika metoder vilket resulterar i att värderingen presenteras som ett intervall med ett högt respektive ett lågt värde.³³ När det gäller värdering av effekter på sjuklighet handlar det om ökade fall av luftvägssjukdom hos både barn och vuxna, ökat antal sjukhusinläggningar för hjärt- och kärlsjukdom samt luftvägssjukdom, ökning av astmasymtom hos barn och förlorade arbetsdagar.

Utöver detta värderas även direkt påverkan på produktionen av olika grödor samt påverkan i form av nedsmutsning och materiella skador på byggnader. EEA inkluderar inte värdering av luftföroreningars effekter på specifika miljöproblem som försurning eller övergödning. Anledningen till detta är att det inte finns tillräcklig kunskap om de samband som behöver identifieras för att värdering ska kunna vara möjlig.

EEA följer den metod för värdering av skadekostnader som utvecklats inom Europeiska Kommissionens ”Clean Air for Europe Programme” (CAFE).³⁴ EEA baserar, liksom ASEK, sina värderingar av effekter av luftföroreningar på effektkedjansatsen. De dos-respons-funktioner som används baseras på resultat inom ExternE-projektet och kompletterande information om olika luftföroreningars hälsoeffekter har även hämtats från WHO (2013).

Studien presenterar både EU-övergripande skattningar av skadekostnaden av ett antal luftföroreningar samt landspecifika skattningar för de olika EU-länderna. De landspecifika skattningarna för utsläpp från industrianläggningar i Sverige presenteras i tabell 6 nedan.³⁵ De landspecifika värden som presenteras i EEA:s studie ska ses som nationella genomsnitt för källor med olika lokalisering, ingen skillnad görs mellan värdering av utsläpp i tätort respektive landsort.

Vid sidan av EEA:s skattade värden presenterar vi även svenska ASEK:s värderingar av luftföroreningar. Viktigt att notera är att ASEK:s värderingar endast baseras på transportsektorns luftföroreningar, inte stationära förbränningsanläggningar. Det kan finnas viktiga skillnader i skadeverkningarna av utsläpp från stationära anläggningar och trafiken, framförallt beroende på lokalisering och på vilken höjd utsläppen sker, vilket har betydelse för hur utsläppen sprider sig. Som approximation bör dock ASEK:s värderingar av luftföroreningar även kunna appliceras för utsläpp från stationära källor i Sverige. En fördel med ASEK:s värderingar jämfört med värderingarna i EEA:s studie är att de sannolikt representerar svenska förhållanden (exempelvis befolkningsexponering och naturens känslighet) mer träffsäkert. ASEK inkluderar även värdering av miljöeffekter i form av försurning och övergödning, vilket inte ingår i EEA:s värdering. Även om utsläppen från stationära källor sannolikt i lägre grad än utsläppen från trafiken sker nära stora befolkningsgrupper, kan den region-

³² Texten baseras på EEA (2014).

³³ Se Appendix A.

³⁴ Metoden som utvecklats inom CAFE-programmet för att uppskatta externa kostnader av luftföroreningar används också i de kostnads-nyttoanalyser som har styrts utformningen av flera avtal och direktiv på luftområdet, exempelvis EU:s takdirektiv för luftföroreningar.

³⁵ Se vidare Appendix A för skillnaden mellan de mått som använts.

ala aspekten vara viktig även för stationär förbränning. Inte minst kan utsläpp från tätortsnära förbränningsanläggningar och exempelvis kamineldning i tätort orsaka betydligt högre skadestnader än motsvarande aktiviteter i landsbygd på grund av betydande hälsoeffekter. Tabell 6 redovisar EEAs värderingar för olika luftföroreningar för stationära anläggningar samt ASEK:s skattningar av trafikens utsläpp.³⁶

Tabell 6 Värdering av luftföroreningar

Kr/kg

	NH ₃	NM VOC	VOC	PM ₁₀	PM _{2.5}	NO _x	SO ₂
EEA (genomsnitt)	83	15	-	103	159	40	106
ASEK - Landsort	-	-	43	-	0	86	29
ASEK - Tätort*	-	-	62	-	3210	97	123

*Total effekt (regional+lokal) för en svensk referenstätort (befolkningsmässig mediantätort) 35 700 invånare. Källor: EEA (2014) och ASEK 6.0 (2016).

Det framgår av tabellen att NO_x värderas högre av ASEK än av EEA. EEA:s skattning för SO₂ ligger mellan ASEK:s landsorts- och tätortsvärdering. EEA:s skattning för PM_{2.5} är betydligt lägre än ASEK:s tätortsvärdering. ASEK:s värdering av PM_{2.5} i tätort är hög. Det kan noteras att VTI (2014) skattade marginalkostnader för PM_{2.5} från lätta fordon till 1620 kr/kg i tätort respektive 99 kr/kg i landsbygd.

TOTAL VÄRDERING AV FLERA LUFTFÖRORENINGAR VID STATIONÄR FÖRBRÄNNING

Emissionsfaktorerna i kilo per MWh från tabell 5 kan kombineras med värderingarna i kronor per kilo i tabell 6 för att erhålla värdet i kronor av respektive luftförorening per MWh. I tabell 7 har värdena för samtliga luftföroreningar per MWh summerats så att den totala värderingen per MWh av de luftutsläpp som inkluderas i EEA:s respektive ASEK:s analyser presenteras för respektive bränsle.

Enligt EEA:s värdering framkommer från tabell 7 att koks användning samt hushållens eldning med trädbränsle orsakar de högsta skadestnaderna i termer av luftföroreningar.³⁷ Tall- och beckolja orsakar nästan lika hög skadestnad som den fossila motsvarigheten eldningsolja klass 2-5 och även om industrin samt el- och fjärrvärmeproduktion är mer effektiva än hushållen orsakar även deras förbränning av trädbränsle betydande skadestnader. Skadestnaden är exempelvis mer än dubbelt så stor om industrin samt el- och fjärrvärmeproduktionen förbränner trädbränsle istället för eldningsolja 1.

³⁶ För EEA:s värderingar har en växelkurs på 9,2 SEK/EUR använts. Både EEA:s och ASEK:s värden uttrycks i 2014 års penningvärde.

³⁷ Emissionsfaktorer och därmed total värdering skiljer sig något mellan olika typer av hushållselldning. Eldning av ved i vedpanna ger något högre emissionsfaktorer än de exempel som redovisas i tabellen.

Tabell 7 Total värdering av luftutsläpp från stationär förbränning

Värdering enligt EEA respektive ASEK, kr/ MWh för olika bränslen.

	Total värdering*, kr/MWh (EEA)	Total värdering**, kr/MWh (ASEK) Landsort	Total värdering**, kr/MWh (ASEK) Tätort
Biobränslen			
Tall och beckolja	60,4	52,7	115,2
Deponigas/rötgas (el)	7,8	15,8	19,1
Deponigas/rötgas (fjärrvärme)	7,7	15,6	19,0
Torv och torvbriketter	52,9	33,2	334,7
Trädbränsle (el och fjärrvärme)	44,9	23,8	317,4
Trädbränsle (industri)	50,0	30,0	364,8
Trädbränsle (hushåll vedkamin)	137,0	49,0	1 221,4
Trädbränsle (hushåll briketter)***	42,7	22,1	375,2
Fossila bränslen			
Eldningsolja 1 (el och fjärrvärme samt industri)	19,1	18,4	52,1
Eldningsolja 2-5 (el och fjärrvärme samt industri) ****	57,8	40,8	171,4
Naturgas (el)	7,8	15,8	19,2
Naturgas (fjärrvärme och industri)	7,7	15,6	19,0
Gasol (el och fjärrvärme samt industri)	11,0	21,8	30,5
Koks	181,4	85,3	456,3

*EEA värderar luftutsläppen NH₃, NMVOC, PM₁₀, PM_{2,5}, NO_x och SO₂. Enskilda värderingar för respektive utsläpp per MWh har summerats för att få ett totalt värde per MWh.** ASEK värderar luftutsläppen VOC, PM_{2,5}, NO_x och SO₂. Enskilda värderingar för respektive utsläpp per MWh har summerats för att få ett totalt värde per MWh. ASEK skiljer mellan värdering i landsort och tätort.

*** inkluderar hushållens pelletsanvändning.

**** ej gruvindustrin.

Källor: Naturvårdsverket (2016c), EEA (2014) och ASEK 6.0 (2016).

Värdering enligt ASEK ger i stort sett samma mönster, men skillnaden är stor mellan värdering i landsort respektive i tätort. Eftersom skadekostnaden för partiklar i landsort är noll enligt ASEK, blir skadekostnaden vid förbränning av trädbränsle relativt låg i landsort. I landsort orsakar förbränning av tall- och beckolja samt koks de största skadekostnaderna, på grund av relativt höga NO_x- och SO₂-utsläpp. I tätort däremot avspeglas den av ASEK relativt höga partikelvärderingen i resultaten. Tätortsnära trädbränsleförbränning i industri och fjärrvärmeproduktion orsakar enligt ASEK:s värdering en mycket högre skadekostnad än förbränning av eldningsolja klass 1. Skadekostnaden för tätortsnära förbränning av trädbränsle i industri samt el- och fjärrvärmeproduktion är även högre än eldningsolja klass 2-5.

AVSNITTET I KORTHET

- Användning av drivmedel i transportsektorn samt bränslen för stationär förbränning orsakar betydande samhällsekonomiska kostnader på grund av utsläpp av hälso- och miljöpåverkande ämnen.

Drivmedelsanvändning i lätta fordon

- Utsläppen från en genomsnittlig diesebil orsakar större skada i termer av luftföroreningar än en genomsnittlig bensinbil. Skillnaden i utsläpp mellan helt nya bensin- och diesebilar (enligt Euroklass 6-kraven) är mindre, men en ny diesebil orsakar fortfarande högre skadekostnad än en ny bensinbil.
- Flexifuelbilar som körs enbart på etanol (E85) respektive enbart biogas orsakar betydligt lägre skadekostnader av luftföroreningar än både genomsnittliga samt helt nya bensin- och diesebilar.
- Mer kunskap behövs om huruvida utsläppen av luftföroreningar mellan biodiesel och fossildiesel skiljer sig åt och om det föreligger någon skillnad mellan olika typer av biodiesel.
- Enligt kraven på nya diesebilar blir utsläppen från biodiesel likvärdiga med fossil diesel. I detta fall kommer en övergång till biodiesel inte ha någon positiv effekt på de skadekostnader som diesel orsakar samhället i form av luftföroreningar.

Bränsleanvändning i stationära förbränningsanläggningar

- Stationär förbränning av biobränslen orsakar i många fall lika stora, eller större utsläpp av luftföroreningar än deras fossila motsvarigheter.
- Hushållens förbränning av trädbränslen orsakar betydande utsläpp av luftföroreningar, framförallt partiklar och NO_x.
- Även om industrins förbränning av trädbränslen i genomsnitt är betydligt mer effektiv än hushållens, orsakar industriernas förbränning av trädbränslen betydligt högre halter av partikelutsläpp än exempelvis motsvarande användning av eldningsolja.
- Eftersom partiklar har en hög skadekostnad orsakar förbränning av trädbränslen generellt relativt stora samhällsekonomiska skadekostnader i förhållande till fossila motsvarigheter som eldningsolja.
- Skadekostnaden av förbränning av trädbränsle blir lägre i landsort än i tätort.
- Tätortsnära trädbränsleförbränning i industri och fjärrvärmeproduktion orsakar betydligt högre skadekostnader än förbränning av både eldningsolja 1 och eldningsolja 2-5.

3 Värdering av koldioxidutsläpp från fossila och biobaserade bränslen

I detta kapitel presenteras uppskattningar av fossila och biobaserade bränslens nettoutsläpp av koldioxid. Det påvisas att nettoutsläppen varierar beroende på vilken råvara biobränslen baseras på. Nettoutsläppen värderas sedan enligt skuggprisansatsen. Värderingarna ligger till grund för kommande avsnitt där internalisering av koldioxidutsläpp och utformningen av en kostnadseffektiv svensk koldioxidbeskattning diskuteras.

3.1 Utsläppen av koldioxid är likvärdiga

Både biomassa och fossila råvaror innehåller kol som vid förbränning frigörs till atmosfären i form av koldioxid. I samband med till exempel bilkörning och vedeldning för värmeproduktion genererar därför både biobaserade och fossila bränslen koldioxidutsläpp. Skillnaden mellan biobränslen och fossila bränslen är att råvarubasen för den förra binder kol under sin tillväxtfas. Annorlunda uttryckt, är den mängd koldioxid som bildas vid förbränning av biomassa till skillnad mot fossilt kol en del av kolcykeln. Tabell 8 och tabell 9 visar utsläpp av koldioxid från förbränning av några vanliga biobränslen och fossila bränslen vid stationär respektive mobil förbränning.

Tabell 8 Utsläpp av koldioxid vid stationär förbränning

Kg/MWh

Bränsle	Koldioxid
Biobränsle	
Trädbränsle*	396
Torv	379
Tallolja	271
Deponigas	335
Övriga biobränslen	346
Fossila bränslen	
Eldningsolja 1	267
Eldningsolja 2-5	274
Propan och butan	234
Naturgas	204
Koks	371

Anm: *Givet en fukthalt på 45 procent och en kolhalt på 51,5 procent (i torrsubstans).
Källa: SMED (2010).

Bilden som framträder är att förbränning av biobränslen genererar likvärdiga eller högre utsläpp än sina fossila motsvarigheter. Exempelvis är koldioxidutsläppen vid stationär förbränning av trädbränsle högre än den är för samtliga fossila bränslen. Av tabell 9 framgår att etanol genererar i stort sett lika stora koldioxidutsläpp som konventionell bensin. Biogas är det biobränsle vilken medför lägst förbränningsutsläpp. Dessa ligger i nivå med utsläppen för naturgas. Således innebär en substitution från fossila bränslen till biobränslen i sig ingen reduktion av utsläppen av koldioxid. I vissa fall kan de till och med bli större. Den betydelsefulla skillnaden består i stället av att biobränslena baseras på råvaror som under sin tillväxtperiod binder och lagrar koldioxid.

Tabell 9 Utsläpp av koldioxid vid mobil förbränning: vägtrafik

Kg/MWh

Bränsle	Koldioxid
FAME	272
Etanol (E100)	256
Biogas	202
Bensin	259
Diesel	259
Naturgas	205
HVO	259

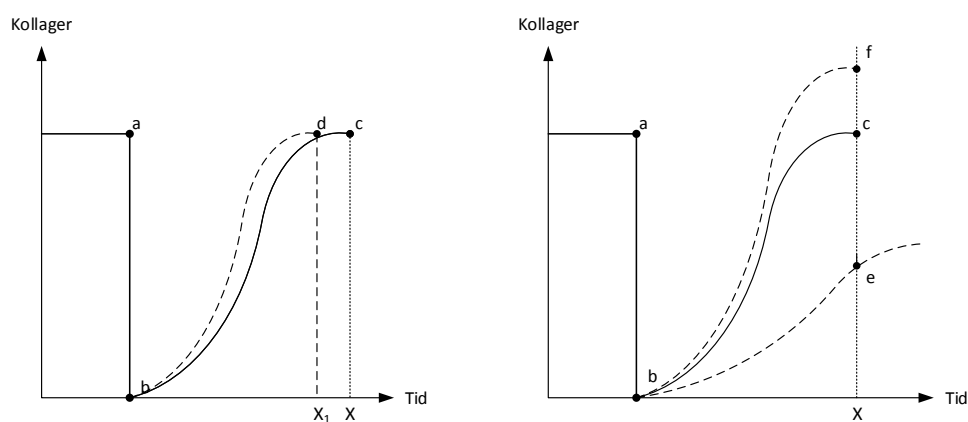
Anm. Redovisar ej utsläpp för HVO. I rapporten antas samma emissionsfaktor som den för diesel, dvs 259. Detta eftersom framställningen av HVO resulterar i ett kolväte som är identiskt med diesel.

Källa: SMED (2010).

3.2 Upptaget av koldioxid är olika

Givet återplantering och återväxt kommer den koldioxid som frigörs vid förbränningen av biomassa att bindas igen. Sett över en hel avverknings-tillväxtcykel är biobränslen således koldioxidneutrala.³⁸ Det initiala kollagret och kollupptagets tidsprofil skiljer sig dock mellan olika typer av biomassa. Detta illustreras i figur 6.

Punkt *a* i det högra diagrammet i figur 6 visar biomassans kollager (ovan jord) innan skörd eller avverkning. Punkt *b* visar att kollagret reduceras till noll när biomassan avverkas och förbränns. Kurvan *b-c* anger hur kollagret succesivt byggs upp efter återplantering och återväxt. I punkten *c* har återuppvuxen biomassa bundit lika mycket koldioxid som släpptes ut vid förbränningen och kollagret är återställt. Detta har skett vid tidpunkten *X*. Fram till dess lagras en del av koldioxiden som frigörs vid förbränning i atmosfären. Tidpunkten *X* varierar kraftigt mellan olika råvarubaser. För långsamt växande skog kan det handla om 50-100 år medan det för energigrödor räcker med några år innan kolinlagringen återställts (Zetterberg 2011). Åtgärder, såsom förbättrade jordbruksmetoder, kan ge en snabbare tillväxt och ett utfall liknande kurvan *b-d* i det vänstra diagrammet.

Figur 6 Tid mellan utsläpp och fullt upptag

Källa: Cherubini m.fl. (2011).

³⁸ Motsvarande process för fossila bränslen tar miljontals år.

Kurvorna *b-c* och *b-d* förutsätter att markanvändningen inte förändras, det vill säga att samma gröda som skördades återplanteras. Äldre skog, har ett större kollager per enhet än exempelvis åkergrödor. Att hugga ned skog och plantera grödor leder därmed till en minskning av kolinlagringen per areaenhet. Denna koldioxidsskuld kan vara betydande och ha långsiktiga negativa effekter på kolbalansen. Kurvan *b-e* i det högra diagrammet representerar utfallet när en annan, mindre kolintensiv gröda planteras. Kurvan *b-f* illustrerar en övergång åt andra hållet, exempelvis att skog planteras på åkermark.

Det ska noteras att om den biomassa som avverkas istället för att förbrännas används i produktion av exempelvis möbler och hus frigörs inte koldioxiden till atmosfären utan fortsätter att vara inbunden, nu i produkterna. Denna lagerhållning består under produktens hela livslängd, som kan vara betydande.

3.3 Beräkningar av bibränslets nettoeffekt

Av ovanstående framgår att förbränning av bibränslen ger upphov till likartade utsläpp som fossila bränslen men att bibränslen kompenserar för sina utsläpp genom att den råvara de baseras på tar upp koldioxid från atmosfären under sin tillväxtfas. Fram till dess att kollagret har återställts bidrar även bibränsleanvändning till den globala uppvärmningen. Därefter blir den klimatneutral. Detta förutsätter att markanvändningen inte förändras av bibränsleanvändningen. Ändrad markanvändning kan leda till både bättre och sämre utfall (sett ur ett kolinlagringsperspektiv). Vilket tidsperspektiv som anläggs och vilken markanvändningsförändring som antas påverkar i hög grad om olika typer av bibränslen kan betraktas som "koldioxidneutrala" eller inte. Detta är något som understryks av bland andra Brännlund m.fl. (2012), Searchinger m.fl. (2008 och 2009), Fargione m.fl. (2008) och Zetterberg (2011).

Tabell 10 sammanfattar nettoupptaget för olika bibränslen sett ur ett tidsperspektiv om 20 och 40 år. Detta under förutsättning att markanvändningen inte förändras.

Tabell 10 Skillnader i nettoupptag mellan olika bioråvara (i procent)

Biomassa	Nettoupptag 20 år	Nettoupptag 40 år
Avverkningsrester	85	94
Stubbar	44	80
Timmer och ved*	<20	~50
Energiskog	100	100

Källa: Zetterberg (2011) * samt personlig kommunikation med SLU (timmer och ved).

Av tabellen framgår att avverkningsrester och energiskog relativt snabbt kan anses vara koldioxidneutrala, givet oförändrad markanvändning. Skogsbänslen som timmer och ved har en mycket längre kolcykel. Efter 20 år har mindre än 20 procent av koldioxidutsläppen återbundits. Vad gäller upptaget för timmer och ved efter 40 år, har i avsaknad av referens antagits ett upptag i häraden 50 procent. Det ska noteras att litteraturen inte är så precis som tabellen indikerar. Exempelvis presenterar Zetterberg (2015) ett nettoupptag på cirka 80 procent för avverkningsrester efter 20 år, och 35 procent för stubbar efter 20 år.

Om det anses viktigt att minska nettoutsläppen i närtid bör alltså bibränslen med snabb kolcykel premieras framför de med långsam kolcykel. Tabellen illustrerar dock poängen att biodrivmedlens klimatprestanda beror på vilken råvara de baseras på.

Hittills har den ökade efterfrågan på bioenergi i Sverige till stor del tillgodosetts genom att i större utsträckning tillvarata de avverkningsrester (grenar och toppar) som uppkommer i samband med skogsavverkning (Brännlund m.fl. 2010). Tidigare lämnades dessa restprodukter kvar att förmultna i skog och mark och släppte då ut koldioxid i en långsammare takt. Ur ett strikt klimatperspektiv indikerar resultaten i tabell 10 att användandet av avverkningsrester för bioenergiproduktion är något som fortsatt kan premieras. Användningen av stubbar och timmer bör däremot inte uppmuntras, om prioriteten är att minska nettoutsläppen i närtid. Ett ökat tillvaratagande av stubbar kan även påverka växt- och djurliv negativt (Searchinger 2010; Geijer m.fl. 2014). Detsamma gäller betydande bortforsling av avverkningsrester. Förändrad markanvändning behöver också beaktas. Om markanvändningen ändras, exempelvis genom att snabbväxande energiskog ersätter gammal skog, minskar kolinlagringen per areaenhet.

3.4 Värdering av koldioxidutsläpp

Det finns åtminstone två olika ansatser för att värdera koldioxidutsläpp: skadekostnadsansatsen och skuggprisansatsen. Skadekostnadsansatsen bygger på att de skador som utsläppen ger upphov till identifieras och värderas. Skuggprisansatsen baseras på en beräkning av kostnaden för att ytterligare minska utsläppen. I det föregående avsnittet värderades lokala och regionala luftföroreningar enligt skadekostnadsansatsen eftersom varje utsläpp ger upphov till ytterligare miljö- och hälsoskador. När det gäller koldioxidutsläpp är situationen dock en annan. Eftersom det finns uppsatta mål som anger en övre gräns för koldioxidutsläpp (både för utsläpp inom EU ETS och för utsläpp inom den nationella övrigsektorn) kommer ytterligare utsläpp av en aktör behöva kompenseras med motsvarande utsläppsminskning av en annan aktör. Detta innebär att ytterligare koldioxidutsläpp av en aktör inte påverkar den totala miljöskadan (eftersom utsläppsmängden är konstant) utan endast kostnaden för motsvarande utsläppsminskning. På marginalen kommer kostnaden för utsläppsminskningar (och därmed värdet av koldioxidutsläpp) vara densamma som priset på utsläppsrätter för den handlande sektorn och densamma som koldioxidskatten för övrigsektorn.³⁹

Ovanstående resonemang gäller för de områden som är reglerade, det vill säga utsläpp som härrör från förbränning av fossila bränslen. Hur ska då utsläpp från biobränslen värderas?

Aktörer inom EU ETS som använder bioenergi är undantagna kravet att lämna in utsläppsrätter för gjorda utsläpp samtidigt som koldioxidskatten endast påförs användningen av fossilt bränsle. Vidare faller biobränsleanvändningen bokföringsmässigt inte under de ovan nämnda målnivåerna. En enhets utsläpp av koldioxid från ett biobaserat bränsle innebär därför inte med nödvändighet att någon annan måste minska sina utsläpp. Den totala halten koldioxid i atmosfären kan därmed öka vid förbränning av biobaserade bränslen (tills dess att kolcykeln är sluten) och värdet av biobränslets nettobidrag skulle kunna behöva värderas efter den skada som den ökade koncentrationen orsakar. I kommande avsnitt kommer vi dock använda oss av skuggprisansatsen även vid värderingen av koldioxidutsläpp från biodrivmedel. För biobränslen är det dock nettoutsläppen som bör värderas, inte enbart förbränningsutsläppen.

Koldioxidskatten i Sverige uppgår idag till 1,1 kronor per kilo koldioxidutsläpp och det genomsnittliga priset på utsläppsrätter inom EU ETS var 6 euro per ton koldioxidutsläpp under 2014 (World Bank Group, 2015).

³⁹ Som vi kommer att se i avsnitt 5.3 är det inte helt oproblemiskt att anta att hela koldioxidskatten är miljöstyrande. För enkelhets skull gör vi dock ett sådant antagande här.

AVSNITTET I KORTHET

- Stationär och mobil förbränning av bibränslen genererar likvärdiga eller högre utsläpp än fossila bränslen.
- Strikt talat finns inga klimatneutrala bibränslen. Deras nettobidrag till koncentrationen av växthusgaser i atmosfären beror på vilken råvara de baseras på och förekomsten av markanvändningsförändringar.
- Givet en önskan att snabbt minska halten av växthusgaser i atmosfären bör snabba bibränslen premieras framför långsamma.
- Koldioxidutsläpp som härrör från användning av fossila bränslen kan värderas enligt skuggprisansatsen. Värderingen utgörs av priset på utsläppsrätter för den handlande sektorn respektive koldioxidskatten för övrigsektorn.
- För värdering av koldioxidutsläpp från bibränsleanvändning används också skuggprisansatsen, även om det inte är en lika självklar utgångspunkt. För bibränslen bör dock nettoutsläppen värderas, och inte enbart förbränningsutsläppen.

4 Nuvarande beskattning

I tidigare avsnitt har vi studerat skadekostnaderna för olika lokala luftföroreningar som uppstår i samband med bränsleförbränning i trafiken och stationära anläggningar. För att få en uppfattning om huruvida dessa externa effekter är internaliserade behövs kunskap om befintliga skatter och avgifter relaterade till dessa utsläpp. I detta avsnitt beskrivs därför nuvarande skatter och avgifter på energiområdet. Avsnittet inleds med en beskrivning av Sveriges och EU:s lagstiftning gällande skatt på energi. Därefter studeras energi- och koldioxidskatten för olika fossila respektive biobaserade bränslen och drivmedel. Slutligen beskrivs svavelskatten och NO_x-avgiften.

4.1 Koldioxidskatt och energiskatt

LAGEN OM SKATT PÅ ENERGI OCH EU:S ENERGISKATTEDIREKTIV

Koldioxidskatten och energiskatten i Sverige regleras i Lagen (1994:1 776) om skatt på energi. Koldioxidskatten är det primära styrmedlet för utsläpp i sektorer utanför EU:s system för handel med utsläppsrätter (Prop. 2015/16:1, s 262). Grundtanken är att koldioxidskatten ska betalas per kilogram koldioxidutsläpp, där beräkningen av skattesatsen baseras på innehållet av fossilt kol i bränslet. Energiskatten syftade ursprungligen till att generera intäkter för finansiering av offentlig verksamhet. Numera har skatten även ett uttalat miljöstyrande syfte, den anses till exempel vara ett viktigt styrmedel för att minska energianvändningen, bidra till en ökad energieffektivisering (Prop. 2015/16:1, s 270) och för att internalisera externa kostnader (Prop. 2012/13:25 och Prop. 2005:06:160). Beroende på energiskattens utformning kan den även styra mot en ökad användning av förnybar energi (Ds 2009:24, s 141).

Lagen om skatt på energi är anpassad efter EU:s energiskattedirektiv. Direktivet anger bland annat vad som ska beskattas, vem som är skatteskyldig och hur beskattningen ska ske. Direktivet omfattar många, men inte alla bränslen. Grunden i Energiskattedirektivet är att bränsle och el ska beskattas, men undantag kan göras. Enligt fördraget om EU:s funktionssätt kan nedsättningar eller befrielser från miljöskatter utgöra statliga stöd och huvudregeln är att sådana prövas och godkänns av Kommissionen. För att undantag ska ges måste vissa kriterier vara uppfyllda, bland annat får stöd till biobränslen endast kompensera för merkostnaden vid framställningen av bränslet i förhållande till det fossila bränslet som ersätts. I annat fall anses överkompensation föreligga. Vidare måste biobränslen och flytande biobränslen uppfylla vissa hållbarhetskriterier för att avdrag ska kunna medges. Kriterierna innefattar bland annat krav på att biobränslet i fråga bidrar till minskade växthusgasutsläpp, samt att mark med stora naturvärden och kollager inte tas i anspråk för odlingen av biomassan (Energimyndigheten 2015b).

I tidigare avsnitt har vi valt att fokusera på vissa typer av drivmedel som används vid drift av motordrivna fordon och andra typer av bränslen som används i stationära förbränningsanläggningar. Här följer vi denna indelning för att beskriva den rådande beskattningen.⁴⁰

BESKATTNING AV BIOBRÄNSLEN

Bland de biobränslen som används för drift av motordrivna fordon återfinns bland annat etanol som låginblandas i bensin, etanol i E85, RME/FAME som låg- eller höginblandas i diesel, HVO

⁴⁰ Det kan förekomma att ett visst bränsle används både i stationära anläggningar och i drift av motordrivna fordon. Dessa fall är inte relevanta för denna rapporten och behandlas därför inte här.

och biogas. Samtliga av dessa biodrivmedel omfattas av EU:s energiskattedirektiv och nedsättningar i koldioxid- och energiskatterna måste därför godkännas av kommissionen. För närvarande har Sverige beviljats undantag för nedsättning eller skattelättnad för biogas som används som motorbränsle till och med år 2020 och för flytande biodrivmedel till och med år 2018.⁴¹ Sverige har, i enlighet med detta, valt att helt undanta hållbara biodrivmedel från koldioxidskatt, medan energiskatten varierar mellan de olika biodrivmedlen. Utformningen motiveras med att den är konsistent med principen om att endast fossilt kol ska beläggas med koldioxidskatt.⁴² Miljöskatterna för de biodrivmedel som behandlas i denna rapport summeras i tabell 11.

Tabell 11 Beskattning biodrivmedel för drift av motordrivna fordon 2016-01-01

	Nedsättning koldioxidskatt (%)	Nedsättning energiskatt (%)	Koldioxidskatt (kr/liter)	Energiskatt (kr/liter)
Etanol som låginblandas	100	74	0	0,97
Etanol i E85	100	73	0	1,00
RME/FAME som låginblandas	100	8	0	2,17
RME/FAME som höginblandas	100	50	0	1,18
HVO	100	100	0	0
Biogas	100	100	0	0

Källa: Skatteverket (2016a).

Från och med augusti 2016 föreslås ytterligare nedsättningar av energiskatten, se tabell 12.

Tabell 12 Föreslagen beskattning biodrivmedel för drift av motordrivna fordon 2016-08-01

	Nedsättning energiskatt (%)	Energiskatt (kr/liter)	Energiskatt (kr/MWh)
Etanol som låginblandas	88	0,45	75,66
Etanol i E85	92	0,30	50,44
RME/FAME som låginblandas	36	1,51	163,82
RME/FAME som höginblandas	63	0,87	94,71
HVO	100	0	0
Biogas	100	0	0

Anm. Omräkning från kronor per enhet till kronor per megawattimme baseras på värmevärden från Energimyndigheten (2014a). Källor: Prop. 2015/16:99 och Energimyndigheten (2014a).

Vissa av biobränslena som används vid stationär förbränning och som behandlas i denna rapport omfattas av EU:s energiskattedirektiv, andra gör det inte. Biogas, icke-syntetisk metanol samt animaliska och vegetabiliska oljor och fetter som används för uppvärmning är exempel på biobränslen som omfattas av direktivet. För dessa uppvärmningsbränslen har Sverige beviljats undantag till och med år 2018 (kommissionens beslut i statsstödsärende SA.35586 den 3 juni 2013). Brännved, pellets träkol, returlutar samt tall- och bekolja är exempel på biobränsle som inte omfattas av direktivet. Skatten för de biobränslen som används i stationära förbränningsanläggningar och som behandlas i

⁴¹ Kommissionens beslut i statsstödsärendena SA.43301 och SA.43302 den 15 december 2015.

⁴² Prop. 2015/16:1, sidan 276.

denna rapport summeras i tabell 13. Skatten gäller för de fall bränslet används för uppvärmning och drift av stationära motorer om inte annat anges.

Tabell 13 Beskattning biobränsle för uppvärmning och drift av stationära motorer 2016-01-01

	Koldioxidskatt (kr/MWh)	Energiskatt (kr/MWh)
Vegetabiliska och animaliska oljor och fetter*	0	0
Biogas*	0	0
Deponi- och rötgas*	0	0
Träkol	0	0
Returlutar	0	0
Tall- och beckolja	0	0
Brännved	0	0
Pellets	0	0
Torv	0	0

* Beskattningen gäller när bränslet används för uppvärmning.
Källor: Lagen (1994:1776) om skatt på energi och SA.35586.

Det är dock viktigt att notera att Kommissionen för närvarande arbetar med att förbereda ett direktivförslag till reglering som även omfattar användning av fasta biobränslen.

BESKATTNING AV FOSSILA BRÄNSLEN

Koldioxid- och energiskatten för fossila bränslen varierar mellan olika användningsområden, exempelvis har bränsle som används i tillverkningsprocessen i industriell verksamhet en nedsättning av energiskatten med 70 procent. Beskattningen av fossila drivmedel efter användningsområde summeras i tabell 14 och beskattningen av fossila bränslen för uppvärmning och drift av stationära motorer efter användningsområde summeras i tabell 15.⁴³

Tabell 14 Beskattning av fossila bränslen för drift av motordrivna fordon 2016-01-01

Kr/MWh

Produkt	Användningsområde	Koldioxidskatt	Energiskatt
Bensin MK1	Generell	284,62	408,79
Diesel MK1	Generell	326,94	240,31
	Nedsatt *	153,47	240,31
	Nedsatt **	196,16	26,43
Gasol	Generell	263,49	0,00
Naturgas	Generell	219,29	0,00

Anm.* nedsättningen gäller diesel i arbetsfordon inom inom jordbruk, skogsbruk och vattenbruk.

** nedsättningen gäller för dieselbränsle som används för arbetsfordon i gruvindustriell verksamhet.

Omräkning från kronor per enhet till kronor till MWh baseras på Energimyndigheten (2016b).

Källor: Skatteverket (2016b), Energimyndigheten (2016b) och Lagen (1994:1776) om skatt på energi.

⁴³ Beskattning i kronor/enhet redovisas i Appendix B.

Tabell 15 Beskattning av fossila bränslen för uppvärmning och drift av stationära motorer 2016-01-01

Kr/MWh

Produkt	Användningsområde	Koldioxidskatt	Energiskatt
Eldningsolja 1	Generell	322,01	85,03
	Nedsatt*	257,61	25,51
Eldningsolja 5	Generell	298,05	78,70
	Nedsatt*	238,44	23,61
Naturgas	Generell	219,29	85,47
	Nedsatt *	175,43	25,64
Gasol	Generell	263,49	84,99
	Nedsatt *	210,79	25,50
Kol	Generell	368,78	85,05
	Nedsatt *	295,03	25,52
Koks	Generell	357,89	82,54
	Nedsatt *	286,32	24,76

* Nedsättningen gäller industriell verksamhet, jordbruk, skogsbruk, vattenbruk och yrkesmässig växthusodling. Anm. Omräkning från kronor per enhet till kronor per megawattimme baseras på värmevärden från Energimyndighetens datalager (DW) för 2016. Industriell verksamhet inom EU ETS möter ingen koldioxidskatt.

Källor: Skatteverket (2016b), Energimyndigheten (2016b) och Lagen (1994:1776) om skatt på energi.

Som syns i tabellen ovan är energiskatten för fossila bränslen för samma användningsområde relativt homogen mätt i termer av kronor per megawattimme. Koldioxidskatten är satt utifrån en princip som bygger på en uniform beskattning baserat på kilo koldioxidutsläpp.

Nedsättningen av koldioxidskatten kommer att slopas från och med år 2018 för uppvärmningsbränslen inom industrin utanför EU ETS samt inom jordbruks-, skogsbruks- och vattenbruksverksamheterna.

BESKATTNING AV TORV

Torv är ett bränsle som inte enkelt låter sig kategoriseras som fossilt bränsle eller biobränsle. Torv är inte förnybart på kort sikt och det är inte heller fossilt i geologisk mening (SOU 2002:100). Torv beskattas idag varken med koldioxid- eller energiskatt.

BESKATTNING AV FJÄRRÄRME

Fjärrvärmeframställningen kan antingen göras i kraftvärmeverk, där värme och el framställs samtidigt, eller i andra fjärrvärmeverk, där endast värme framställs. De flesta fjärrvärmearläggningarna (inklusive kraftvärmearläggningarna) är med i EU ETS. Produktionen av fjärrvärme beskattas olika beroende på om kraftvärme eller annan fjärrvärme framställs, huruvida anläggningen omfattas av EU ETS, samt vem som är köpare av värmen.

Bränsle som används för kraftvärmeproduktion i anläggningar som är med i EU ETS är helt befriad från koldioxidskatt och har en nedsättning av energiskatten med 70 procent. Nedsättningarna gäller för den del av bränslet som används i värmeproduktionen. Bränsle som används för annan värmeproduktion i anläggningar inom EU ETS gäller en nedsättning av koldioxidskatten med 20 procent. Om bränsle använts för framställning av värme som levererats till en industriell tillverkningsprocess medges återbetalning med ett belopp som motsvarar en nedsättning av energiskatten med 70 procent och 20 procent av koldioxidskatten. Om den industriella tillverkningsprocessen ingår i EU ETS gäller dock full befrielse från koldioxidskatten.

BESKATTNING AV EL

I Sverige beskattas inte bränsle som används för produktion av el till det allmänna nätet (det bränsle som används internt beskattas dock). El beskattas istället i konsumtionsledet, där skatten beror på användningsområde och geografiskt område. Energiskatten på el summeras i tabell 16.

Tabell 16 Beskattning av el 2016-01-01

	Elskatt (öre/kWh)
Elektrisk kraft som förbrukas i industriell verksamhet i tillverkningsprocessen eller vid yrkesmässig växthusodling	0,5
Annan elektrisk kraft som förbrukas i: Norrbottens län, Västerbottens län, Jämtlands län, Västernorrlands län (Sollefteå, Ånge, Örnsköldsvik), Gävleborgs län (Ljusdal), Värmlands län (Torsby), Dalarnas län (Malung-Sälen, Mora, Orsa, Älvdalen).	19,3
Övrig elektrisk kraft	29,2

Anm. Det finns även en nedsättning för skepp, men detta ligger utanför rapportens avgränsningar.
Källa: Skatteverket (2016b).

4.2 EU ETS

EU:s system för utsläppshandel (EU ETS) omfattar idag cirka 13 000 anläggningar inom industri- och energiproduktion samt flygsektorn. Handeln regleras genom ett särskilt direktiv, Handelsdirektivet, som omfattar alla EU:s medlemsländer och den huvudsakliga växthusgasen som ingår i systemet är koldioxid. I handelssystemet sätts det ett tak för utsläpp av växthusgaser från de verksamheter som omfattas av handelssystemet. Utsläppstaket bestäms av EU-kommissionen och sänks årligen för att nå en utsläppsminskning inom den handlande sektorn på 21 procent till 2020 jämfört med 2005. Den årliga sänkningen av taket är även fastställd för lång tid framåt. Varje år måste företagens faktiska totala utsläpp kompenseras med det antal utsläppsrätter som krävs. Vid användning av biobränslen finns dock inget krav på anläggningarna att införskaffa och lämna in utsläppsrätter. Om den enskilda anläggningens utsläpp från användning av fossila bränslen överstiger det tilldelade antalet utsläppsrätter måste ytterligare utsläppsrätter köpas in. På motsvarande sätt kan en anläggning vars utsläpp understiger tilldelningen sälja utsläppsrätter. Det innebär att en utsläppsminskning av en enskild anläggning inom systemet inte påverkar klimatet eftersom den totala utsläppsminskningen inom systemet avgörs av det fastställda taket. Med fungerande handel garanterar systemet att den totala utsläppsminskningen sker på ett kostnadseffektivt sätt och priset på utsläppsrätter reflekterar därmed den marginella kostnaden för att nå det fastställda utsläppstaket.

4.3 Svavelskatten

Svavelskatten syftar till att minska utsläpp av svavel vid förbränning och betalas per enhet svavel i bränslet. För fasta och gasformiga bränslen är svavelskatten 30 kronor per kilo svavel i bränslet. För flytande bränslen är skatten 27 kronor per kubikmeter för varje tiondels viktprocent svavel i bränslet. Om svavelinnehållet i flytande och gasformiga bränslen är mindre än 0,05 viktprocent tas ingen svavelskatt ut (Skatteverket, 2016b). Det finns dock möjlighet till återbetalning av svavelskatten om utsläppen begränsas genom rening. Avdraget uppgår till 30 kronor per kilogram svavel som utsläppet har minskat (LSE 6a kap, 5§). Vidare är exempelvis förbrukning av bränsle i soda- och lutpannor undantagna svavelskatten.

4.4 NO_x-avgiften

NO_x-avgiften regleras i Lag (1990:613) om miljöavgift på utsläpp av kväveoxider vid energiomvandling. Avgiften betalas för utsläpp av kväveoxid från förbränningsanläggningar för energiproduktion (det vill säga både el- och värmeproduktion).⁴⁴ Avgiftssystemet omfattar energiproducerande produktionsenheter i sju branscher: kraft- och värmeverk, massa- och pappers industri, avfallsförbränning, kemiindustri, träindustri, livsmedelsindustri och metallindustri (Naturvårdsverket 2014). Avgiften administreras av Naturvårdsverket och är utformad så att varje företag betalar en avgift som baseras på den årliga mängden NO_x-utsläpp och får en återbetalning som baseras på företagets energiproduktion⁴⁵. Företag *i*s nettobetaling beräknas som följer (Naturvårdsverket 2016d):

$$\text{Nettobetaling}_i = \text{NO}_x\text{utsläpp}_i * \text{NO}_x\text{avgift} - \text{energi}_i * \text{återföringsbeloppet}$$

Företag *i* betalar alltså en summa motsvarande sina egna NO_x – utsläpp multiplicerat med avgiften och får tillbaka en summa motsvarande sin nyttiggjorda energi multiplicerat med återföringsbeloppet. I vissa fall, om företag producerar relativt mycket energi och släpper ut relativt lite NO_x, kommer företaget att få tillbaka mer än de betalar.

Återföringsbeloppet ges av den totala miljöavgiften (summan av företagets utsläpp multiplicerat med NO_x -avgiften) minus Naturvårdsverkets administrativa kostnader minus en buffert för eventuella ändringsärenden plus kvarstående buffert från tidigare år, delat med alla företags nyttiggjorda energi. Återföringsbeloppet kan alltså beräknas med följande formel:

$$\begin{aligned} \text{Återföringbeloppet} = & \\ & \frac{\text{Kvarstående kapital} - \text{administrativa kostnader} - \text{buffert}}{\sum_i \text{energi}_i} + \\ & + \frac{\sum_i \text{NO}_x\text{utsläpp}_i * \text{NO}_x\text{avgift}}{\sum_i \text{energi}_i} \end{aligned}$$

Givet avgiftssystemets utformning kommer den marginella kostnaden för ytterligare en enhet NO_x-utsläpp ges av:

$$\frac{\partial \text{Nettobetaling}_i}{\partial \text{NO}_x\text{utsläpp}_i} = \text{NO}_x\text{avgift} \left(1 - \frac{\text{energi}_i}{\sum_i \text{energi}_i} \right)$$

Uttrycket visar att marginalkostnaden för utsläpp beror på företagets egen energiproduktion i förhållande till den totala produktionen. Om företaget har en relativt liten produktion kommer den marginella kostnaden gå mot storleken på NO_x -avgiften. Idag uppgår NO_x -avgiften till 50 kronor per kilogram utsläppta kväveoxider. Om företaget som släpper ut kväveoxid är ensamt på marknaden kommer den marginella utsläppskostnaden vara noll. För att få en uppfattning om vad detta betyder på den svenska marknaden gör Sterner m.fl. (2006) följande räkneexempel. År 2000 ingick

⁴⁴ Naturvårdsverket beskriver avgiftens omfattning som följer: "NO_x-avgiften omfattar utsläpp från pannor, stationära förbränningsmotorer och gasturbiner med en uppmätt nyttiggjord energiproduktion av minst 25 GWh per år. Avgiften ska betalas för produktionsenheter där ånga, hetvatten, varmvatten eller hetolja produceras och för gasturbiner och stationära förbränningsmotorer. Kriterium för avgiftsskyldighet är också att den producerade energin används för byggnadsuppvärmning, elproduktion eller i industriella processer. Utsläpp från direkt uppvärmning inom processindustri, exempelvis förbränning i ugnar för direkt upphettning och smältning av råvaror och mellanprodukter, omfattas däremot inte av avgiftssystemet. Dessutom är skogsindustrins sodapannor och lutpannor undantagna" (Naturvårdsverket 2014).

⁴⁵ I praktiken transfereras bara mellanskillnaden mellan Naturvårdsverket och den berörda anläggningen.

365 anläggningar i avgiftskollektivet. Sammanlagt producerade de 51 TWh varav den största anläggningen producerade 1,1 TWh, det vill säga 2,2 procent av den totala produktionen. Detta innebär att den marginella betalningen för det största företaget var 98 procent av NO_x-avgiften. Vi antar därför fortsättningsvis att den marginella betalningen kan approximeras med NO_x-avgiften.

AVSNITTET I KORTHET

- Koldioxidskatten är det primära styrmedlet för utsläpp av koldioxid i övrigsektorn.
- Energiskatten har många uttalade syften: generera intäkter till offentlig verksamhet, minska energianvändningen, internalisera externa effekter och öka användningen av förnybar energi.
- Nedsättningar av energi- och koldioxidskatten kan utgöra statliga stöd som måste godkännas av kommissionen.
- Skattenedsättningar för biobränslen får endast kompensera för merkostnaden av framställningen av bränslet i förhållande till det fossila bränslet som ersätts.

Beskattning relaterad till drivmedelsanvändning i lätta fordon

- Sverige har beviljats undantag för nedsättning för biogas som används som motorbränsle till och med år 2020 och för flytande biodrivmedel till och med år 2018.
- Sverige har valt att helt undanta hållbara biodrivmedel från koldioxidskatt, medan energiskatten varierar mellan de olika biodrivmedlen.
- Bensin beskattas med en högre energiskatt än vad diesel gör.

Beskattning relaterat till bränsleanvändning i stationära förbränningsanläggningar

- Biobränslen som används för uppvärmning möter ofta varken någon energiskatt eller koldioxidskatt.
- Fossila bränslen som används för uppvärmning och drift av stationära motorer möter vanligen en relativt enhetlig energiskatt i termer av energiinnehåll för ett givet användningsområde.
- Bränsle som används i industriell tillverkningsprocess har för närvarande vanligen en nedsättning av energiskatten med 70 procent och av koldioxidskatten med 20 procent.
- Anläggningar som ingår i EU-ETS måste införskaffa utsläppsrätter motsvarande mängden faktiska utsläpp från användning av fossila bränslen. Priset på utsläppsrätter reflekterar den marginella kostnaden för att nå det fastställda utsläppstaket. Vid användning av biobränslen finns inget motsvarande krav att införskaffa utsläppsrätter.
- Svavelskatten syftar till att minska utsläpp av svavel vid förbränning och betalas per enhet svavel i bränslet.
- NO_x-avgiften är en miljöavgift som betalas för utsläpp av kväveoxid från förbränningsanläggningar för energiproduktion.

5 Internaliseringsgrad förnybar energi

I avsnitt 3 konstaterades att förbränning av bränslen orsakar samhället betydande miljö- och hälso-relaterade skadekostnader. I detta avsnitt analyseras i vilken grad dessa skadekostnader är internaliserade genom de skatter och avgifter som presenterades i avsnitt 4. I analysen av internaliseringsgrad behöver hänsyn tas till att det även finns andra syften med de befintliga skatterna, än att internalisera externa kostnader. Medan en vedertagen utgångspunkt inom transportsektorn är att energiskatten ska internalisera trafikens externa kostnader, är det fiskala inslaget mer betydande för stationära anläggningars bränslebeskattning. Avsnittet avslutas med en analys av internaliseringsgraden för koldioxidutsläpp.

5.1 Generella principer för optimal beskattning

Skatter kan ha olika syften. *Fiskala skatter* syftar till att dra in privat köpkraft för att finansiera den offentliga sektorn. Skatter kan även användas för att påverka hushållens konsumtionsbeslut och företagets produktionsbeslut. En miljöskatt är ett exempel på ett *ekonomiskt styrmedel* som syftar till att korrigera relativpriser så att de bättre återspeglar samhällets relativa kostnader, inklusive externa effekter. Slutligen kan skatter syfta till att *omfördela köpkraft* mellan olika grupper i samhället.

Skatter har dock inte alltid endast ett syfte. Energiskatten är ett exempel på en skatt med både fiskala och beteendestyrande syften.⁴⁶ Det går att argumentera för att även koldioxidskatten har både fiskala och miljöstyrande motiv, se exempelvis Carlén (2014).

Analysen i kommande avsnitt utgår ifrån några generella principer för optimal beskattning.

1. Fiskala skatter bör utformas så att de skapar så få snedvridningar (beteendeförändringar) som möjligt i ekonomin. Detta innebär att stabila skattebaser bör beskattas mer än lättörsliga skattebaser (enligt den så kallade Ramsey-regeln), och beskattningen bör ske i konsumtionsledet för att undvika snedvridningar i användandet av insatsvaror (enligt det så kallade produktionseffektivitetsteoremet).
2. En miljöskatt bör vara satt så att den marginella skattesatsen är lika med den marginella externa kostnaden (enligt den så kallade Pigou-regeln), och skatten bör betalas av alla bidragande källor. Även om den marginella externa effekten samt företagets marginalkostnader kan vara okända, leder likartad marginell beskattning till en kostnadseffektiv styrning.

I de fall en skatt har både ett fiskalt och ett miljöstyrande syfte kan skatten delas upp i två komponenter (Sandmo 1975); en fiskal del som bör utformas enligt punkt ett ovan, och en miljöstyrande del som i möjligaste mån bör utformas enligt principen i punkt två ovan. För att vara konsistent med produktionseffektivitetsteoremet gäller att tillverkande företag endast ska betala den miljöstyrande delen av en dubbelbottnad skatt.

⁴⁶ Inom transportpolitiken är en vedertagen utgångspunkt att energiskatten syftar till att internalisera trafikens externa effekter, medan denna utgångspunkt för energiskatten inte är självklar i andra sammanhang.

5.2 Internaliseringsgrad luftföroreningar

Internaliseringsgrad avser kvoten mellan avgiften eller skatten och den marginella externa kostnaden. Vid optimal beskattning är internaliseringsgraden lika med ett, och den externa effekten sägs vara fullständigt internaliserad. Detta gäller givet att alla andra priser i samhället på ett korrekt sätt återspeglar resursåtgången. I praktiken råder ofta stor osäkerhet om storleken på den marginella externa effekten och det kan finnas flera olika syften med miljöskatter och avgifter som försvårar en analys av internaliseringsgraden. Nedan uppskattas internaliseringsgraden av lokala luftföroreningar från förbränningsaktiviteter, dels från vägtrafiken och dels från stationära anläggningar. Genom att jämföra tillgängliga värderingar av samhällets marginella skadekostnad av luftutsläpp (som presenterades i kapitel 2) med de befintliga skatter och avgifter som presenterats i föregående avsnitt, erhålls en uppskattning av internaliseringsgraden.

INTERNALISERING AV VÄGTRAFIKENS LUFTUTSLÄPP

Inom transportpolitiken är det en vedertagen utgångspunkt att energiskatten och koldioxidskatten syftar till att internalisera trafikens externa effekter i form av slitage, olyckor, lokala luftföroreningar, buller respektive koldioxidutsläpp. Analyser av i vilken utsträckning transporternas samhällsekonomiska kostnader är internaliserade genom bränslebeskattningen är vanligt förekommande (Trafikanalys 2014, 2016). Principen om att transporter ska prissättas enligt sina samhällsekonomiska kostnader är dessutom fastlagd i svensk transportpolitik (proposition 2012/13:25 samt 2005/06:160) och gäller hela transportsektorn (Trafikanalys 2014). Utifrån detta perspektiv finns inte någon fiskal komponent i beskattningen av transporter.

Eftersom energiskatten syftar till att, utöver luftutsläppen, internalisera flera andra externa kostnader av trafiken kan skadekostnaden av luftutsläpp inte jämföras mot den fulla energiskatten. De övriga externa effekterna som energiskatten ska internalisera är slitage, olyckor och buller. Normalt analyseras internaliseringsgraden av trafikens externa kostnader genom att jämföra totala externa kostnaden med den fulla drivmedelsskatten (se exempelvis Trafikanalys 2016). Vi använder de skadekostnadsandelar för övriga externa effekter som redovisas i Trafikanalys (2016) för att i tabellen nedan redovisa hur stora skadekostnaderna för slitage, olyckor och buller är i förhållande till skadekostnaderna av luftutsläpp.⁴⁷ Skadekostnaderna för slitage, olyckor och buller utgör en betydande del av de totala skadekostnaderna för både bensin- och dieslbilar. I princip är skadekostnaderna för dessa, i absoluta tal, lika stora oavsett vilket bränsle en bil använder. Det är skadekostnaden för luftföroreningar som skiljer sig kraftigt mellan bensin- och dieslbilar. I tabell 17 kan en jämförelse göras mellan den fulla energiskatten och summan av skadekostnaden för slitage, olyckor, buller samt luftföroreningar, där de senare värderas enligt ASEK. Jämförelsen ger en bild av den totala internaliseringsgraden.

⁴⁷ Övriga externa effekters andelar av den totala skadekostnadsandelen är enligt Trafikanalys cirka 93 procent för bensinbilar samt ca 80 procent för dieslbilar. För dieslbilarna är dock energiskattens övergripande internaliseringsgrad endast cirka 50 procent. Med hänsyn till detta blir skadekostnaderna för slitage, olyckor och buller i princip lika stora för bensin och dieslbilar.

Tabell 17 Beskattning och värdering av vägtrafikens skadestnader

Kr/MWh

	Energiskatt	Slitage, olyckor och buller	Värdering	Summa Landsort-tätort
			Luftutsläpp Landsort-tätort	
Genomsnittlig bil bensin	408,8	380,2	33,9-52,1	414,1-432,3
Genomsnittlig bil diesel	240,3	384,0	76,6-137,6	460,6-521,6
Genomsnittlig flexifuel (etanol/bensin)	*104,3	380,2	6,4-13,1	386,6-393,3
Genomsnittlig flexifuel (biogas/bensin)	0	380,2	6,2-11,4	386,4-391,6
Ny bil bensin (Euroklass 6)	408,8	380,2	11,8-24,2	392,0-404,4
Ny bil diesel (Euroklass 6)	240,3	384,0	14,1-46,1	398,1-430,1
Låginblandad RME/FAME (Euroklass 6)	***235,0	384,0	**14,1-46,1	398,1-430,1
HVO (Euroklass 6)	0	384,0	**14,1-46,1	398,1-430,1

*Avser E85 (en blandning med 85 procent etanol och 15 procent bensin).

**Euroklass kraven för dieselmotorer gäller oavsett bränsle, vilket innebär att biodiesel måste uppfylla samma krav som fossildiesel. Skadestnaden blir därmed lika mellan fossil diesel och biodiesel. Detta bör dock utredas vidare, se diskussion i avsnitt 2.2. I beräkningen av skadestnad har vi bortsett ifrån att RME/FAME och HVO har något lägre värmevärden än fossil diesel. Anledningen till det är att det inte påverkar totalvärderingen annat än på decimalen.

*** Avser en blandning med 7 procent RME/FAME och 93 procent diesel. Eftersom beräkningen avser en låg inblandning avspeglas den lägre skattesatsen på RME/FAME endast till liten del i totala skatten för blandningen.

Anm. Skatten avser de föreslagna skatterna från 2016-08-01.

Källor: Prop. 2015/16:99, Energimyndigheten (2014a), Skatteverket (2016b), Energimyndigheten (2016b), Lagen (1994:1776) om skatt på energi, Naturvårdsverket (2016c) och ASEK (2016).

Från tabell 17 kan utläsas att för en genomsnittlig svensk bensin- eller diesebil är de totala externa skadestnaderna inte fullt internaliserade, även om det är nära för bensinbilar i landsort. Den övergripande internaliseringsgraden är betydligt lägre för dieselmotorer och det är tydligt att energiskatten på dieselmotorer inte ens räcker till att täcka skadestnaderna för slitage, olyckor och buller. De genomsnittliga emissionsfaktorerna i respektive kategori döljer det faktum att det har skett en snabb teknikutveckling i bränsleeffektivitet och reningsutrustning för personbilar. Detta medför också att nyare bilar orsakar lägre utsläpp (per energienhåll) än äldre bilar. Därför jämför vi också internaliseringsgraden för nya bilar enligt de krav på luftföroreningar som gäller för nyregistrerade bilar från 2015. Skillnaden i skadestnad för luftföroreningar har minskat mellan bensin och dieselmotorer i och med de skärpta kraven. Enligt de nya kraven internaliserar energiskatten totala skadestnaden för bensinbilar både i landsort och tätort. För nya dieselmotorer däremot är internaliseringsgraden fortfarande låg, endast mellan 50-60 procent. Eftersom de övriga externa effekterna kan anses vara lika stora även i det fall bilarna drivs med alternativa drivmedel är det också tydligt att inget av biodrivmedelsalternativen betalar sina fulla externa kostnader, eftersom energiskatten är nedsatt i förhållande till sina fossila motsvarigheter.

Hur stor andel av energiskatten som kan anses syfta till att internalisera just luftföroreningarnas skadestnad är inte uttalat. Om utgångspunkten är att den totala internaliseringsgraden fördelas jämnt mellan samtliga externa effekter, blir slutsatserna angående luftföroreningarnas internaliseringsgrad identiska med diskussionen ovan. Denna utgångspunkt är dock inte självklar. Internaliseringsgraden för luftföroreningarnas skadestnader skulle kunna vara högre eller lägre än för övriga externa effekter. Det skulle exempelvis kunna argumenteras för att internalisering av trans-

portsektorns skadekostnader för slitage och olyckor varit prioriterat under en längre period medan problemen med luftföroreningar har uppmärksammats alltmer under senare tid. Därmed skulle en alternativ utgångspunkt kunna vara att de externa effekterna av slitage och olyckor kan anses vara fullt internaliserade, både för bensin- och dieslbilar. Eftersom energiskatten på diesel och biodrivmedel inte kan bära skadekostnaderna av slitage och olyckor, skulle det innebära att internaliseringsgraden för skadekostnaden av luftföroreningar är noll för dessa.

Känslighetsanalys har genomförts genom att ASEK:s värderingar av PM_{2.5} och NO_x har bytts ut mot VTI (2014):s skattningar därav. Eftersom VTI:s skattningar generellt är lägre (se avsnitt 2), ökar den totala internaliseringsgraden något. De externa kostnader som orsakas av en genomsnittlig bensinbil i landsort internaliseras enligt VTI:s värderingar för PM_{2.5} och NO_x. För övriga kategorier innebär VTI:s värden ingen skillnad i slutsatser gällande totala internaliseringsgraden.

INTERNALISERING AV STATIONÄRA KÄLLORS LUFTUTSLÄPP

För stationära källor, till skillnad från transportsektorn, finns inte samma tradition av att betrakta energiskatten som ett sätt att internalisera externa effekter.

När det gäller stationära anläggningar (el- och fjärrvärme, industri samt hushåll) förefaller energiskatten snarare ha betydande fiskala inslag, vilket kan ses genom att hushållen beskattas högre än industrin. Under antagande att energiskatten är utformad i enlighet med produktionseffektivitetsteoremet kommer industrin inte beskattas med den fiskala delen av energiskatten utan endast den miljöstyrande delen av skatten.⁴⁸ Detta innebär att den fiskala delen av energiskatten kan ses som skillnaden mellan den skatt som hushållen och den tillverkande industrin möter, det vill säga 70 procent av energiskatten, och att de återstående 30 procenten kan ses som den miljöstyrande delen av energiskatten. Dessutom har både förnybarhetsmålet samt energieffektiviseringsmålet kommit att påverka utformningen av energiskatten för stationär förbränning. Detta eftersom biobränslen undantas från beskattningen samt att energiskattens nivå (per energienhåll) är relativt enhetlig.

Det faktum att energiskattens syfte verkar variera mellan olika områden kan ge upphov till vissa logiska luckor. Om ett bränsle används för drift av ett motordrivet fordon kommer energiskatten syfta till att internalisera de externa effekterna av vägtrafiken. Om samma bränsle istället används i en stationär anläggning kommer de externa effekterna vara lägre, exempelvis kommer användningen inte ge upphov till vägslitage eller trafikolyckor. Till viss del kan detta förklaras av att det skulle medföra höga transaktionskostnader att differentiera skatten. Den delen av energiskatten som var tänkt att internalisera trafikspecifika externa effekter får därför antas bli fiskal när bränslet används i en stationär anläggning.

När det gäller luftföroreningar från stationära anläggningar finns två andra styrmedel med syfte att internalisera kväveoxid- respektive svaveldioxidutsläppen som orsakas av stationär förbränning. Nedan presenteras hur energiskattens nivå skulle behöva justeras och differentieras i syfte att internalisera övriga luftutsläpp förutom kväveoxid och svaveldioxid. Det är naturligtvis inte en självklarhet att energiskatten ska syfta till att internalisera luftutsläppens skadekostnader, i princip kan de återstående skadekostnaderna lika gärna internaliseras med någon form av ny miljöskatt. Jämförelsen med energiskatten ska här ses som ett exempel på vårt principresonemang: det finns externa kostnader för lokala luftföroreningar från stationär förbränning som inte internaliseras med dagens skatte- och avgiftssystem.

⁴⁸ Undantag från fiskal beskattning bör dock inte nödvändigtvis gälla hela industrin utan endast konkurrensutsatt industri, eftersom den utgör en lätttrölig skattebas.

I kommande avsnitt gör vi följande uppställning för att få en uppfattning om internaliseringsgraden för olika typer av luftutsläpp för stationära anläggningar:

- NO_x-avgiften relateras till skadekostnaden för NO_x-utsläpp.
- Svavelskatten relateras till skadekostnaden för svaveldioxidutsläpp.
- Energiskatten relateras till skadekostnaden för andra typer av utsläpp till luft.

För att få en uppfattning om skatterna och avgifternas relativa betydelse presenteras totala energiskatteintäkter på bränsle, svavelskatt och NO_x-avgift över en femårsperiod i tabell 18.

Tabell 18 Intäkter från energiskatt på bränslen, svavelskatt och NO_x-avgift för stationär användning.

Löpande priser, miljoner kronor

	2010	2011	2012	2013	2014*
Energiskatt bränslen	20 146	20 414	19 906	19 895	19 319
Svavelskatt	48	28	29	14	10
NO _x -avgift	714	794	656	668	668

* preliminära uppgifter.
Källa: SCB (2016).

Som ses i tabellen ovan är den totala energiskatten på bränsle avsevärt större än svavelskatten och NO_x-avgiften.

Internalisering NO_x-utsläpp

NO_x-avgiften och värderingarna av NO_x-utsläpp summeras i tabell 19.

Tabell 19 Beskattning och värdering av NO_x

Kr/kg

	Avgift	EEA	ASEK-landsort	ASEK -tätort
NO _x -utsläpp	50	40	86	97

Källor: Naturvårdsverket (2016d), ASEK 6.0 (2016) och EEA (2014).

Som syns i tabellen ovan är NO_x-avgiften idag satt till 50 kronor per kilo utsläppta kväveoxider, vilket kan ställas i relation till EEA:s värdering på 40 kronor per kilo utsläpp och ASEK:s värderingar på 86 och 97 kronor för utsläpp på landsbygd respektive i tätort. Baserat på dessa värderingar verkar NO_x-avgiften, åtminstone delvis, internalisera skadekostnaden av NO_x-utsläppen. Det går att diskutera vilka studier (ASEK eller EEA) som är mest relevanta, att alla verksamheter betalar inte NO_x-avgift och att företag som producerar relativt mycket energi möter en lägre marginell avgift för utsläpp. På ett generellt plan verkar dock NO_x-avgiften vara satt till en rimlig nivå ur ett internaliseringsperspektiv.⁴⁹ De utsläpp som orsakas av hushållens förbränning i vedpannor och kaminer omfattas dock inte av NO_x-avgiften.

Internalisering svaveldioxidutsläpp

Svavelskatten och värderingarna av svaveldioxidutsläpp presenteras i tabell 20. Svavelskatten betalas utifrån svavelinnehållet i respektive bränsle, men biobränslen är ofta befriade från svavelskatt.

⁴⁹ Det är värt att notera att tillfälliga peakar i utsläppsnivåer hanteras bättre på andra sätt än genom en generell avgift.

Ur miljöekonomiskt perspektiv kan det tyckas som att svavelskatten inte är något bra exempel på en miljöskatt då det inte är svavelhalten som orsakar miljöproblemet utan de utsläpp av svaveldioxid som bildas vid förbränningen av bränslet. Detta är en viktig skillnad eftersom det är möjligt att genom reningsutrustning minska utsläppen. Svavelskattens utformning försöker dock ta hänsyn till detta genom att det finns en möjlighet att göra avdrag på svavelskatten motsvarande den minskade mängden utsläpp till följd av rening. Med denna utformning av skatten skapas incitament till rening och utformningen innebär också att det är relevant att jämföra svavelskattens nivå med skadekostnaden av utsläpp i tabellen ovan.

Tabell 20 Internalisering SO₂

Kr/MWh

	Svavelskatt	EEA	ASEK-landsort	ASEK-tätort
Tall och beckolja	0 (oavsett svavelinnehåll)	38,2	10,4	44,3
Trädbränsle	0 (oavsett svavelinnehåll)	7,6	2,1	8,9
Eldningsolja 1 (i industrin)	0 (<0,05 % svavel)	9,5	2,6	11,1
Torv	14,6 (fukthalt 45% och 0,24 % svavel)	13,8	3,8	16,0
Eldningsolja 2-5	10,1 (Eo5, 0,4 % svavel)	34,3	9,4	39,9
Koks	23,1 (0,6 % svavel)	137,4	37,6	159,4

Källor: Energimyndigheten (2016b, 2016c), Lagen (1994:1776) om skatt på energi, ASEK 6.0 (2016), EEA (2014).

Som syns i tabellen ger tall- och beckolja liksom trädbränsle upphov till relativt höga skadekostnader för svavelutsläpp. Tall- och beckolja ger till och med i genomsnitt upphov till miljöskador i samma storleksordning som de tyngre eldningsoljorna - samtidigt betalas ingen svavelskatt för dessa biobränslen. Det finns därmed ett tydligt glapp i incitamentsstrukturen på grund av att produkterna beskattas olika.

Sedan januari 2002 utgår svavelskatt endast för bränslen med ett svavelinnehåll över 0,05 viktprocent. Detta har, enligt Svenska Petroleum och Biodrivmedel Institutet, lett till att standardtypen av eldningsolja 1 innehåller max 0,05 viktprocent svavel. Eldningsolja 1 är alltså i allmänhet helt befriad från svavelskatt. Samtidigt ligger skadekostnaden i intervallet 2,6–11,1 kronor per MWh. Baserat på dessa värderingar av svaveldioxidutsläpp kan den undre gränsen för när svavelskatten börjar gälla ifrågasättas, det är dock viktigt att komma ihåg att gränsen verkar ha en tydlig miljöstyrande effekt på svavelinnehållet i bränslet.

Svavelskatten för torv och eldningsolja 2-5 beror på svavelinnehållet i bränslet. Tyvärr saknas uppgifter om exakt vilket svavelinnehåll Naturvårdsverket har använt när de har tagit fram emissionsfaktorer för de olika bränsleslagen. Jämförelsen mellan skatten och värderingarna för torv och eldningsolja 2-5 kan därför halta något och därför dras inte några generella slutsatser om internaliseringsgraden för dessa bränslen.

Internalisering av andra luftutsläpp

I tabellerna nedan presenteras energiskatten och värderingen av övriga luftutsläpp (PM_{2.5}, PM₁₀, NMVOC och NH₃). Värderingen och beskattningen skiljer sig åt mellan olika användningsområden. Som beskrivits i tidigare avsnitt används den största delen av biobränslena inom industrisek-

torn följt av fjärrvärme- och elsektorn samt för hushållens uppvärmning. I detta avsnitt studeras därför internaliseringsgraden för de viktigaste bränslena som används i just dessa sektorer.⁵⁰

Internalisering i industrisektorn

I tabell 21 beskrivs beskattning och värdering av utsläpp från bränslen som används inom industriell tillverkningsprocess. Tabellen tyder på väsentliga skadestnader av biobränsleanvändning, där förbränningen av torv och trädbränsle ger upphov till särskilt stora skadestnader av luftutsläpp.

Tabell 21 Beskattning och värdering av luftföroreningar från bränslen som används i industriell tillverkningsprocess

Kr/MWh

	Energiskatt	Total värdering		
		EEA*	ASEK Landsort**	ASEK Tätort**
Biobränslen				
Tall- och beckolja	0	2,6	0,5	23,8
Torv och torvbriketter	0	28,9	7,7	294,3
Trädbränsle	0	30,7	3,1	328,0
Fossila bränslen				
Eldningsolja 1	25,5	2,3	0,3	23,6
Eldningsolja 5	23,6	***8,9	***0,5	***96,7
Naturgas	25,6	0,5	0,2	1,5
Gasol	25,5	0,8	0,2	6,0
Koks	24,8	22,2	1,2	244,5

*Värderar PM_{2,5}, PM₁₀, NH₃ samt NMVOC.

**Värderar PM_{2,5} samt VOC.

***baseras på en genomsnittlig emissionsfaktor för eldningsolja 2-5.

Källor: Skatteverket (2016b), Energimyndigheten (2016c), Lagen (1994:1776) om skatt på energi, ASEK 6.0 (2016), EEA (2014).

För trädbränslen är det i första hand partikelutsläppen som är relativt stora och när det gäller torv även utsläppen av NMVOC. Inget av dessa bränslen är belagda med någon energiskatt, vilket innebär att användning av dessa bränslen orsakar samhällsekonomiska skadestnader som inte internaliseras genom befintliga skatter eller avgifter. Det innebär i sin tur att användningen av dessa biobränslen är högre än vad som är samhällsekonomiskt optimalt.

För de fossila bränslena är det tydligt att energiskatten per megawattimme, i stort sett är uniform. Däremot varierar skadestnaderna per megawattimme avsevärt mellan bränsleslagen. Skadestnaden för koks användning är exempelvis väsentligt högre än skadestnaden för användning av naturgas och gasol. Det beror främst på att förbränning av koks, till skillnad från förbränning av naturgas och gasol, orsakar betydande utsläpp av partiklar. Det är tydligt att energiskatten för de fossila bränslena inte är relaterad till de externa effekterna i termer av luftutsläpp. Energiskattens nuvarande utformning styr däremot mot förnybarhetsmålet (eftersom biobränslen är befriade från skatten) och energieffektiviseringsmålet (eftersom energiskatten per MWh är homogen för de fossila bränslena).

Internalisering i fjärrvärmesektorn

I tabell 22 beskrivs beskattning och värdering av utsläpp från bränslen som används vid framställning av fjärrvärme. Som beskrivits tidigare beror energiskatten på hur värmen produceras: kraft-

⁵⁰ Trädbränslen och avlutar utgör enligt Energimyndigheten (2015a) de två största delarna av total användning av biobränslen i Sverige. Avlutarna finns dock inte representerade i datat över emissionsfaktorer för stationär förbränning eftersom de räknas till processutsläpp. Det bör utredas vidare hur stora utsläpp som orsakas av förbränning av avlutar.

värme eller annan fjärrvärme. Bränsle som används för värmeproduktion i kraftvärmeanläggningar har en nedsättning av energiskatten med 70 procent. Bränsle som används i annan fjärrvärmeproduktion beskattas efter slutanvändare; värmeleveranser till industrin ger möjlighet till avdrag på energiskatten med 70 procent medan värmeleveranser till hushåll möter en full energiskatt.

Tabell 22 Beskattning och värdering av luftföroreningar från bränslen som används i produktionen av fjärrvärme

Kr/MWh

	Energiskatt			Total värdering		
	Kraftvärme	Fjärrvärme hushåll	Fjärrvärme industrin*	EEA**	ASEK Landsort***	ASEK Tätort***
Biobränslen						
Tall och beckolja	0	0	0	2,6	0,5	23,8
Deponigas/rötgas	0	0	0	0,5	0,2	1,5
Torv och torvbriketter	0	0	0	28,9	7,7	294,3
Trädbränsle	0	0	0	28,6	3,1	287,6
Fossila bränslen						
Eldningsolja 1	25,5	85,0	25,5	2,3	0,3	23,6
Eldningsolja 5	23,6	78,7	23,6	****8,9	****0,5	****96,7
Naturgas	25,6	85,5	25,6	0,5	0,2	1,5
Gasol	25,5	85,0	25,5	0,8	0,2	6,0
Koks	24,8	82,5	24,8	22,2	1,2	244,5

*Efter avdrag

**I värderingen ingår PM_{2,5}, PM₁₀, NH₃ samt NMVOC.

***I värderingen ingår PM_{2,5} samt VOC.

****baseras på en genomsnittlig emissionsfaktor för eldningsolja 2-5.

Källor: Skatteverket (2016b), Energimyndigheten (2016c), Lagen (1994:1776) om skatt på energi, ASEK 6.0 (2016), EEA (2014).

De generella slutsatserna för fjärrvärmeproduktionen är desamma som för bränsleanvändning inom industriell tillverkningsprocess; energiskatten styr både mot förnybarhetsmålet eftersom biobränslena inte beskattas och mot energieffektiviseringsmålet eftersom skatten är homogen med avseende på energiinnehåll. Energiskatten är dock inte relaterad till de externa kostnader som användningen av olika bränslen orsakar.

I tabell 22 blir det även tydligt att energiskatten också har ett fiskalt motiv. Den värme som levereras till hushållen beskattas högre än den värme som levereras till industrin. I stor utsträckning kan denna kostnad övervältras på hushållen. Fiskala skatter brukar, som tidigare nämnts, motiveras utifrån att hushåll utgör en stabilare skattebas medan åtminstone delar av industrin verkar på en konkurrensutsatt internationell marknad, samt att skatter i produktionsledet kan leda till oönskade snedvridningar i ekonomin.

Internalisering i elsektorn

Beskattningen av bränsle för framställning av elektrisk kraft sker, som tidigare nämnts, generellt endast i slutanvändarledet och inte i framställningsledet. Beskattningen är därför helt homogen för de olika bränsleslagen, men varierar mellan slutanvändare. Skatten är betydligt högre för hushållen än för industrin, vilket tyder på ett i huvudsak fiskalt syfte med skatten. Den regionala differentieringen av skatten är ett uttryck för att skatten också har ett fördelningspolitiskt syfte. Eftersom beskattningen av elektrisk energi inte beror på bränsleslagen kan den inte styra mot att internalisera

externa effekter i samband med bränsleförbränning. Vi har därför svårt att se att syftet med skatten skulle kunna vara annat än fiskalt och fördelningspolitiskt. Vidare ger elcertifikatsystemet⁵¹ upphov till ett system som premierar produktionen av förnybar el, däribland biobränslen. Elcertifikatsystemet är dock inte heller utformat för att internalisera externa effekter.

Internalisering i hushållssektorn

När det gäller utsläppen av NMVOC och partiklar, har hushållens förbränning av träbränslen betydligt högre emissionsfaktorer än när motsvarande bränslen används inom industrin eller el- och fjärrvärmesektorn (se tabell 5 i avsnitt 3). År 2014 stod uppvärmning av bostäder och lokaler dessutom för den största mängden utsläpp av PM_{2.5} i Sverige, högre än industrins respektive el- och fjärrvärmesektorns utsläpp (Naturvårdsverket 2016e). Därmed orsakar även luftföroreningarna från hushållens uppvärmning en betydande skadestod som behöver internaliseras. När det gäller hushållens användning av träbränsle för uppvärmning kan det vara svårt att se möjligheten att utforma en skatt i syfte att internalisera skadestoden av luftutsläpp. Alternativa styrmedel, så som information och regleringar i form av standarder för nya vedpannor och kaminer kan behöva användas i än högre utsträckning än idag. Någon form av incitament för att få hushållen att byta ut gamla pannor mot nya som uppfyller hårdare krav kan också ge betydelsefull effekt på luftföroreningarna.

5.3 Internaliseringsgrad koldioxidutsläpp

Som vi beskrivit i tidigare kapitel kommer utsläppstaken medföra att ökade koldioxidutsläpp från en aktör endast innebär minskade koldioxidutsläpp från en annan aktör. Samtidigt kommer kostnaden för utsläppsminskningar inom EU ETS på marginalen vara densamma som priset på utsläppsrätter. Detta innebär att värdet av koldioxidutsläpp och priset på koldioxidutsläpp är densamma, och internaliseringsgraden i den handlande sektorn är lika med ett.

Eftersom koldioxidskatten även kan ha fiskala motiv är det inte lika självklart att koldioxidskatten på marginalen motsvarar kostnaden för utsläppsminskningar. För närvarande har exempelvis den tillverkande industrin en nedsättning av koldioxidskatten med 20 procent, något som skulle kunna ses som att endast 80 procent av koldioxidskatten är miljöstyrande. För enkelhets skull antar vi dock att hela koldioxidskatten är miljöstyrande, vilket innebär att internaliseringsgraden även i övrigsektorn kan approximeras med ett.

När det gäller biobränslen är bilden den rakt motsatta. Trots att förbränning av biobränslen, åtminstone på kort sikt, leder till nettoutsläpp av koldioxid, möter förbränningen av dessa bränslen ofta ingen skatt (i övrigsektorn) eller krav på inlämnade utsläppsrätter (i den handlade sektorn). Koldioxidutsläpp från biobränslen är därmed inte alls internaliserade.

Detta innebär att både den svenska koldioxidbeskattningen liksom EU-ETS utgår alltså från tanken att utsläpp av växthusgaser vid förbränning av biobränslen till fullo kan kvitteras mot den kolinlagring som växtprocessen innebär. Detta förhållningssätt beaktar inte tidsaspekten och inte heller effekterna av förändrad markanvändning och kan därmed vara gravt missvisande. Idealt skulle alla utsläpp av koldioxid beskattas samtidigt som kolupptag belönas. En sådan politik, om välavvägd,

⁵¹ Elcertifikatsystemet innebär i korthet att certifikatberättigade producenter tilldelas elcertifikat baserat på hur många megawattimmar förnybart de producerar. Elhandelsföretag måste sedan köpa certifikat i förhållande till sin försäljning enligt fastställda kvoter.

skulle leda till en bättre balans mellan kolinlagring och uttag av biomassa för energiändamål och därigenom ett mer träffande relativpris på energi. Av flera skäl ser politiken inte ut så.

En second-best-lösning skulle vara att beskatta biobränslen efter deras bedömda nettobidrag (se tabell 10 i avsnitt 3.3). En sådan nettobeskattning skulle premiera de biobränslen med högst klimatprestanda. Vidare skulle detta bättre spegla det samhällsekonomiskt korrekta relativpriset på energi.

AVSNITTET I KORTHET

- De miljö- och hälsorelaterade skadekostnader som uppkommer i samband med förbränning av fossila samt biobaserade bränslen är inte alltid internaliserade genom befintliga skatter och avgifter.
- Internaliseringsgraden för biobränslen och biodrivmedel är generellt lägre än för deras fossila motsvarigheter, på grund av skattenedsättningar. För stationär bränsleanvändning är även skadekostnaden för biobränslen högre än deras fossila motsvarighet, vilket bidrar ytterligare till en lägre internaliseringsgrad.

Internalisering av luftföroreningar från drivmedelsanvändning i lätta fordon

- För en genomsnittlig bensin- respektive diesebil är de totala skadekostnaderna inte fullt internaliserade.
- Internaliseringsgraden är betydligt lägre för dieserbilar än bensinbilar. Energiskatten på dieserbilar räcker inte ens till att täcka externa kostnader av slitage, olyckor samt buller.
- Nya EU-krav gör att skillnaden i luftföroreningarnas skadekostnad mellan bensin- och dieserbilar minskar. Med Euroklass 6-kraven är energiskatten tillräcklig för att internalisera de totala skadekostnaderna från nya bensinbilar både i landsort och tätort. Den totala internaliseringsgraden för dieserbilar är dock endast mellan 50-60 procent, trots skärpta krav för luftutsläpp.
- Eftersom skadekostnaden för slitage, olyckor samt buller kan anses vara lika stora även i det fall bilarna drivs med alternativa drivmedel är det också tydligt att inget av biodrivmedelsalternativen betalar sina fulla externa kostnader, eftersom energiskatten är nedsatt i förhållande till sina fossila motsvarigheter.
- Hur stor andel av energiskatten som kan antas internalisera just luftföroreningarnas skadekostnad är inte uttalat. En utgångspunkt är att internaliseringsgraden fördelas jämnt över samtliga externa effekter. Om skadekostnader för slitage och olyckor antas vara fullt internaliserade, både för bensin- och dieserbilar, skulle det innebära att dieserbilars internaliseringsgrad för skadekostnaden av luftföroreningar är noll.
- Det behövs ökad kunskap om hur utsläppen av luftföroreningar skiljer sig mellan fossil diesel och biodiesel. Enligt EU-kraven på nya dieserbilar blir utsläppen från biodiesel likvärdiga med utsläppen från fossil diesel. Eftersom biodiesel har nedsatt (eller ingen) energiskatt, blir internaliseringsgraden för biodiesel ännu lägre än för fossil diesel. Ur miljö- och hälsosynpunkt bör därför energiskatten på biodiesel höjas kraftigt. Det bör utredas vidare om den bör differentieras mellan olika typer av biodiesel.

Internalisering av luftföroreningar relaterade till bränsleanvändning i stationära förbränningsanläggningar

- Energiskatten på bränslen för stationär förbränning är inte utformad för att internalisera de externa effekterna, utan energiskattens utformning kan i huvudsak förklaras utifrån styrning mot förnybarhetsmål, energieffektiviseringsmål samt att den har fiskala inslag.
- NO_x-avgiften respektive svavelskatten lyckas till viss del internalisera skadekostnaderna som dessa utsläpp orsakar. De utsläpp av NO_x som hushållens förbränning orsakar omfattas dock inte av NO_x-avgiften och flera biobränslen är helt undantagna från svavelskatt, trots betydande utsläpp av svaveldioxid.
- För övriga utsläpp finns inte någon befintlig skatt eller avgift som internaliserar skadekostnaden från stationär bränsleförbränning, såväl fossila som biobaserade bränslen.
- De betydande skadekostnaderna av luftföroreningar från användning av biobränslen och fossila bränslen behöver internaliseras genom en differentiering av den befintliga energiskatten med avseende på storleken på den externa effekten för respektive bränsle, alternativt genom införandet av en ny miljöskatt.
- För att internalisera externa skadekostnader från förbränning av trädbränslen, i synnerhet hushållens småskaliga användning av trädbränslen, behöver sannolikt andra typer av styrmedel än skatter användas.

Internalisering av koldioxidutsläpp relaterade till bränsleanvändning

- Internaliseringsgraden för koldioxidutsläpp i den handlande sektorn är lika med ett.
- Givet att hela koldioxidskatten antas vara miljöstyrande, kan internaliseringsgraden för koldioxid även i övrigsektorn approximeras med ett.
- Eftersom biobränslen inte möter någon koldioxidskatt och är undantagna krav på inlämnade utsläppsrätter, är koldioxidutsläppen från biobränslen inte alls internaliserade.
- Idealt bör alla utsläpp beskattas eller på annat sätt prissättas och kolinlagring krediteras.
- Av flera skäl låter sig detta inte göras. En näst-bästa lösning kan vara nettobeskattning. För vissa biobränslen skulle detta innebära en betydande beskattning. Härigenom säkerställs att klimatsmarta biobränslen kommer till användning.

6 Styrning mot ökad användning av förnybar energi

I detta kapitel diskuterar vi hur en politik som kostnadseffektivt styr mot ökad användning av förnybar energi kan utformas. Diskussionen fokuserar på förnybara drivmedel. Detta dels för att ökade ambitioner i stor utsträckning kommer att behöva mötas med en ökad biodrivmedelsanvändning, dels för att EU:s regler med tiden bedöms kräva en omläggning av den svenska politiken från skattenedsättningar för biodrivmedel till kvotpliktsystem för desamma. Först redogör vi principiellt för hur kvotpliktsystem för biodrivmedel fungerar. Därefter diskuteras behovet av en politik som gör åtskillnad mellan bra och dåliga biodrivmedel. Avslutningsvis höjer vi blicken och diskuterar några aspekter av en kostnadseffektiv biobränslepolitik.

6.1 Kvotpliktsystem för biodrivmedel

Den svenska ansatsen med skattebefrielse för biobränslen tycks ha nått vägs ände. Bedömare menar att den kan vara oförenlig med EU:s statsstödsregler och EU:s energiskattedirektiv (Kågesson 2015). Den skattenedsättning som ges får inte överstiga skillnaden i produktionskostnad mellan biobränslet och det fossila bränslet som ersätts. Härmed blir det svårt att genom skattenedsättningar få in betydande mängder biodrivmedel. Detta förklarar vårt fokus på kvotsystem för biodrivmedel.

Under ett kvotpliktsystem åläggs drivmedelsbolagen att se till att åtminstone en viss andel av deras försäljning utgörs av biodrivmedel. Ett företag som inte klarar detta måste betala en så kallad kvotpliktsavgift, exempelvis ett fast belopp per missad enhet biodrivmedel. För att undvika kvotpliktsavgiften kan företaget ändra sin prissättning till förmån för biodrivmedel. Givet att drivmedelsbolagen har någorlunda lika kostnader skulle en lika hög kvot för alla drivmedelsleverantörer ge ett utfall nära det kostnadseffektiva. Dock är företagen inte lika och kan se olika på olika bränslets framtidsutsikter, något som fortplantar sig till olika utseenden på företagens individuella utbudskurvor. Om dessa överväganden har staten inte någon precis information varför icke-överlåtbara biodrivmedelskvoter kan hamna långt ifrån kostnadseffektiva utfall.

KVOTPLIKTSSYSTEM MED CERTIFIKATHANDEL - PRINCIPDISKUSSION

Ett sätt att öka kostnadseffektiviteten i styrningen är att tillåta företagen att handla kvotenheter med varandra. Ett sätt att möjliggöra detta är att för varje enhet biodrivmedel som leverantören tillhandahåller tilldela denne ett överlåtbart certifikat. Vid årets slut måste varje företag lämna in certifikat motsvarande sin kvotplikt. Att certifikaten är överlåtbara innebär att företag med kostnadsfördelar har incitament att sälja mer biodrivmedel än vad deras kvot anger och därigenom skapa utrymme för att sälja certifikat till bolag med högre kostnader för att leverera biodrivmedel. Sådan handel påverkar inte den mängd biodrivmedel som kommer in på marknaden utan omfördelar endast de individuella mängderna mellan de kvotpliktiga aktörerna. Certifikathandel premierar de biodrivmedel som marknadsaktörer sammantaget bedömer är billigast. Ett fungerande kvotpliktsystem med handel illustreras i figur 7 nedan.

Figur 7 antar en stegvis utbudskurva för biodrivmedel, där ”trappstegen” illustrerar företagens kostnader för olika biodrivmedel. Politikerna bestämmer mängden biodrivmedel genom att fördela ut individuella kvotplikter motsvarande en aggregerad kvot α . Mängden biodrivmedel som kommer in motsvarar α multiplicerat med den totala drivmedelsanvändningen Q , (som här antas vara helt oelastisk). Resterande del av drivmedelsefterfrågan täcks av fossila drivmedel. Som figuren är ritad skulle inget biobränsle ha kommit in utan kvotsystemet, hela marginalkostnadskurvan för biobräns-

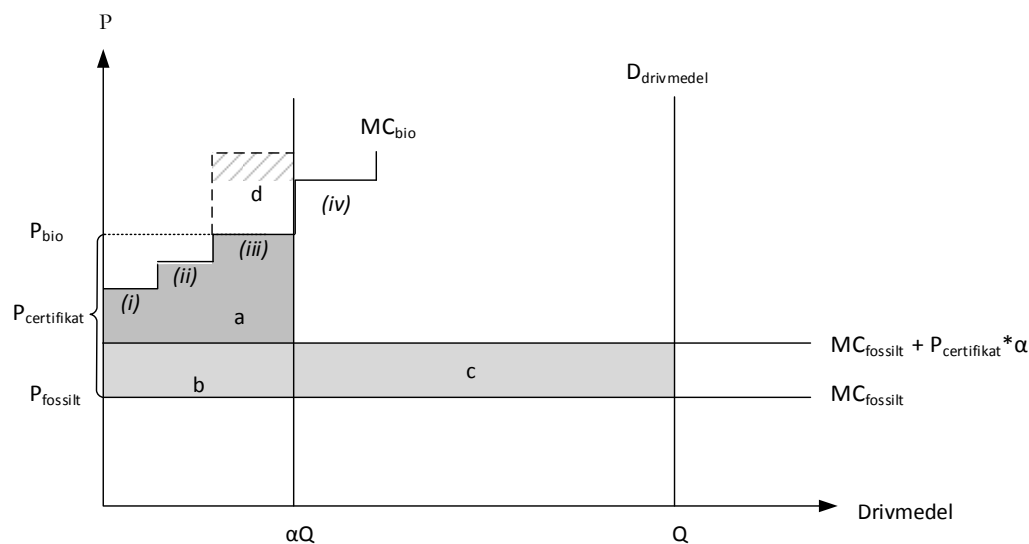
len ligger ovanför priset på fossila drivmedel.⁵² Kvotpliktssystemet innebär således att αQ enheter fossilt drivmedel fasas ut.

För att kunna sälja biodrivmedel kommer företag att behöva höja sina marginaler på fossila drivmedel och använda dessa för att täcka företagets merkostnader för biodrivmedel. Varje typ av biodrivmedel får därmed ett unikt företagsinternt bidrag så att dess ”justerade marginalkostnad” är lika med den för fossila drivmedel. I figur 7 illustreras dessa bidrag av avstånden mellan trappstegen och prislinjen $p_{fossilt}$. Kvotskyldiga kommer att fullfölja sina kvotåtaganden med de biodrivmedel som är billigast för företagen att bjuda ut på marknaden. Så som Figur 7 är ritad kommer biobränslena (i-iii) in på marknaden. Det dyraste biodrivmedel som krävs för att den aggregerade kvotplikten ska klaras är biodrivmedel (iii) och är därmed det biodrivmedel som sätter certifikatpriset. För att biodrivmedel (iii) ska komma in krävs en total ersättning som åtminstone uppgår till marginalkostnaden för biodrivmedel (iii). Givet priset på fossila drivmedel krävs det en extra ersättning motsvarande det certifikatpris som indikeras i figuren.

Systemet minimerar företagets samlade kostnader för att nå målet αQ . Givet att de företagsekonomiska marginalkostnaderna reflekterar de samhälleliga så motsvaras samhällets kostnader för att nå målet αQ enheter biodrivmedel av ytan $a + b$. Ytan c utgör ingen samhällsekonomisk kostnad utan endast en transferering från drivmedelskonsumenten till biodrivmedelsproducenten.⁵³ Kvotpliktssystemet medför att pumppriset på drivmedel stiger till $p_{fossilt} + \alpha \times P_{certifikat}$. Ytterligare en kostnad uppstår om höjningen av pumppriset leder till en märkbar höjning av konsumentprisnivån och därmed till en lägre reallön efter skatt, vilket i sin tur kan leda till ett lägre arbetsutbud varvid statens intäkter från beskattningen av arbete minskar. För att hålla statens intäktssida konstant måste skatten på arbetskraft i så fall höjas, vilket medför en samhällsekonomisk kostnad.⁵⁴ I en värld med osäkerhet kring framtida kostnader och värden kan ytterligare kostnader uppstå, något vi behandlar nedan.

Figur 7 Kvotplikt på biodrivmedel

Principiell illustration: utan beskattning av biodrivmedel



⁵² Detta antagande är förmodligen orealistiskt men har ingen inverkan på de kvalitativa resultaten utan görs endast för att förenkla den grafiska framställningen.

⁵³ Med en priskänslig drivmedelsefterfrågan uppträder ytterligare en samhällsekonomisk kostnadspost, nämligen konsumentöverskottet för den drivmedelsanvändning som trängs undan genom att systemet finansieras med en avgift på all drivmedelsanvändning.

⁵⁴ För uppskattningar av denna så kallade interaktionseffekt för systemet med gröna elcertifikat, se Carlén m.fl. (2005).

För att denna typ av kvotpliktssystem ska utgöra ett kostnadseffektivt styrmedel för att nå en politiskt bestämd volym av förnybara drivmedel krävs att marknads kostnadsrangordning av olika biodrivmedel avspeglar den samhällsekonomiska rangordningen. Som visats ovan kan vi dock inte utan vidare utgå från att så är fallet. Även biodrivmedelsanvändning är förknippad med externa kostnader. Vissa biodrivmedel kan vara långt ifrån klimatneutrala. Det gäller exempelvis biodrivmedel vars råvarubas utgörs av stubbar (se avsnitt 3). Vidare genererar även biodrivmedel utsläpp av hälso- och miljöpåverkande ämnen. Ett kvotpliktssystem premierar därmed inte nödvändigtvis de biodrivmedel som är minst kostsamma för samhället. Anta att biodrivmedel (*iii*) är förknippad med en extern kostnad motsvarande y_{tan} d i figur 8. Ur ett samhälleligt perspektiv skulle det vara bättre att biodrivmedel (*iv*) i stället kom in. Härigenom skulle samhällets kostnad minska med ett belopp motsvarande den streckade y_{tan} .

Reglerarens uppgift är att minimera summan av privata produktionskostnader och externa kostnader i form av utsläpp av hälso- och miljöpåverkande ämnen och utsläpp av växthusgaser. Ett biobränsles climateffekt bestäms av två faktorer. Den första är bioråvarans nettobidrag till klimatproblemet som bestäms av skillnaden i den mängd koldioxid som frigörs till atmosfären vid förbränning jämfört med alternativet att låta biomassan stå kvar. Den andra faktorn är biodrivmedelsanvändningens påverkan på markanvändningen.

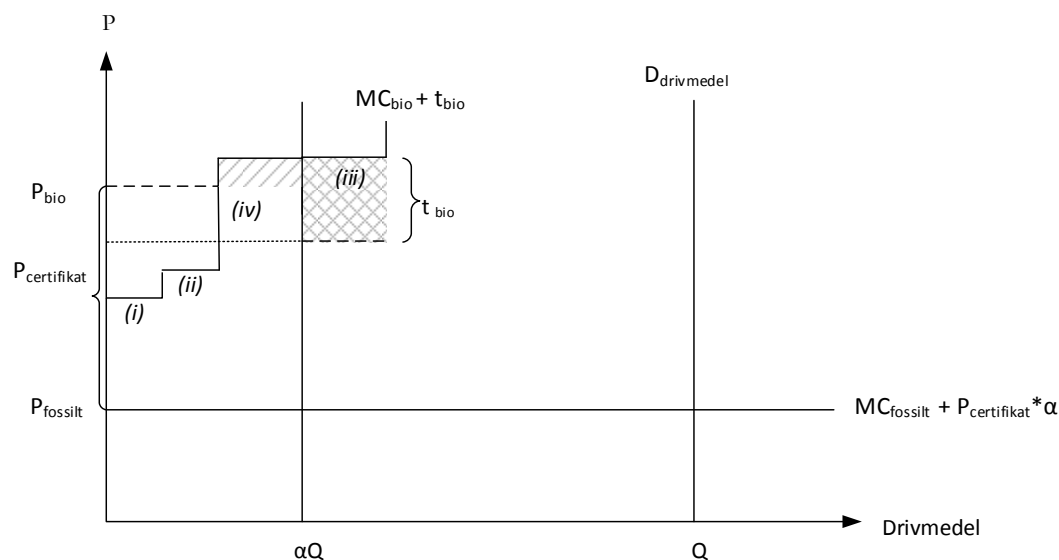
Som tidigare redovisats är en del av fossilbränsleanvändningens externa kostnader internaliserade via energi- och koldioxidbeskattning. Härmed har företag och konsumenter getts incitament att åtminstone till viss del beakta dessa kostnader i sina beslut. Motsvarande system finns inte för biodrivmedelsanvändningen. Flera biobränslen är befriade från både energi- och koldioxidbeskattning medan andra enbart betalar nedsatt energiskatt. För att säkerställa att mål om ökad användning av biodrivmedel möts med ”bra biodrivmedel” behövs alltså ytterligare politiska åtgärder.

Genom en differentierad beskattning av biodrivmedel kan företagets kostnadsrangordning förskjutas och därigenom sammanfalla med rangordningen av olika biodrivmedel efter deras samhällsekonomiska kostnader. Givet en sådan beskattning kan kvotplikt i kombination med certifikathandel antas leda till kostnadseffektivt uppfyllande av målet. Exempelvis kan biodrivmedel belastas med en energiskatt efter deras hälso- och miljöprestanda och en koldioxidskatt efter deras nettobidrag till växthuseffekten. Detta skulle premiera bränslen med kort kolcykel och låg hälso- och miljöpåverkan.⁵⁵ Det ska noteras att en sådan beskattning inte har någon effekt på den mängd biodrivmedel som kommer att användas, denna volym bestäms av kvotnivån. Det kan även noteras att internaliseringsproblemet här skiljer sig något från det som gäller fossil drivmedelsanvändning vars volym inte är målsatt. Givet att volymen biodrivmedel är målsatt handlar det enbart om att mala in rätt biodrivmedel, inte om att också få till en välvägd nivå på drivmedelsanvändningen. Därför räcker det med en beskattning som förskjuter kostnadsrangordningen så att den avspeglar den samhällsekonomiska rangordningen. Beskattningen behöver ur detta perspektiv inte innebära fullständig internalisering av externa kostnader.

Figur 8 illustrerar hur en beskattning ändrar kostnadsrangordningen för olika biodrivmedel. Jämfört med figur 7 har biodrivmedel (*iii*) påförts en skatt t_{bio} som motsvarar bränslets marginella externa kostnad. Skatten gör att för företaget blir alternativ (*iii*) mer kostsamt än alternativ (*iv*), som nu blir det drivmedel som sätter certifikatpriset. Beskattningen leder således till ett högre certifikatpris. Givet att beskattningen gör så att företagets kostnadsrangordning sammanfaller med den samhälleliga innebär den dock att målnivån αQ nås till lägre samhällsekonomiska kostnader.

⁵⁵ Sverige har tidigare funderat på kvotplikt men då i kombination med fortsatt skattebefrielse för biodrivmedel. Kombinationen kvotplikt och skattebefrielse bedömdes vara oförenligt med EU:s statsstödsregler varför Sverige drog tillbaka förslaget.

Figur 8 Kvotplikt på biodrivmedel och beskattning av sämre biodrivmedel



Det bör noteras att en ansats med beskattning av biodrivmedel efter deras externa kostnader inte nödvändigtvis är förenlig med EU:s energiskattedirektiv och statsstödsregler.⁵⁶ Ett alternativ som tycks vara mindre problematiskt ur detta perspektiv är att kombinera kvotplikten med en (mer) enhetlig beskattning av biobränslen och samtidigt kreditera vissa biobränslen med fler certifikat per bränsleenhet. EU:s regler medger dubbelkreditering för vissa utpekade biodrivmedel när det gäller avräkning mot de åtagande EU fördelat ut på medlemsländerna. Vilka frihetsgrader Sverige har när det gäller att möta mer ambitiösa nationella mål är inte helt klart. Önskad förskjutning av företagens kostnadsrangordning kan dock i princip åstadkommas genom att differentiera certifikattilldelningen, det vill säga leverantörer av biodrivmedel med lägre externa marginalkostnader erhåller fler certifikat per drivmedelsenhet än leverantörer av drivmedel med sämre sammanlagd hälso-, miljö- och klimatprestanda.

En skillnad gentemot beskattningalternativet är dels att alternativ med lägre extern marginalkostnad får en premie i stället för att sämre alternativ beskattas extra. Differentierad certifikattilldelning uppfyller därmed inte principen om förorenaren betalar, något som kan antas leda till högre drivmedelsanvändning än annars. Vidare innebär differentierad certifikattilldelning ökad osäkerhet kring hur mycket biodrivmedel som kommer in på marknaden.

En annan skillnad är att premiens storlek till viss del bestäms av marknadsförhållanden och inte av staten. För att differentieringen ska bli träffsäker krävs utöver information om alternativens externa kostnader även information om alternativens marginalkostnader och certifikatpriset (som ju bestäms av avståndet mellan fossila alternativens prisnivå och marginalkostnaden för det biodrivmedel som ligger på marginalen). Men staten har inte utan vidare tillgång till sådan information. Därför kan vissa biodrivmedel komma att överkompenseras betydligt medan andra får en för låg premie för att de ska komma in på marknaden trots att de samhällsekonomiskt utgör ett lämpligt alternativ.

Oavsett om man väljer att skattevägen eller genom differentierad certifikattilldelning förskjuta företagens kostnadsrangordning, finns flera designval att göra. En sådan är frågan om kvotplikten ska baseras på energi, koldioxidutsläpp eller volym. Detta val påverkar olika drivmedel olika. Exempel-

⁵⁶ Uppfattningarna går isär. Energimyndigheten (2015c) menar att en sådan differentiering av beskattningen skulle strida mot EU:s regler. Kågesson (2015) tycks mena att en differentiering kan motiveras utifrån miljöskäl.

vis skulle en volymbaserad kvot gynna drivmedel med högt energiinnehåll per volymenhet. I analysen nedan utgår vi från att kvoten baseras på drivmedlens energiinnehåll och använder skatter för att beakta att olika biodrivmedel har olika externa kostnader.

En annan fråga är om drivmedelsmarknaden ska delas upp i en eller flera kvoter. Givet att biobränslenas kostnadsranking reflekterar den samhällsekonomiska rangordningen spelar det ingen roll om vi har en eller flera biodrivmedelskvoter. I frånvaro av träffsäker beskattning eller differentierad certifikatkreditering så riskerar vi att med en gemensam drivmedelskvot få utfall som domineras av biodrivmedel med dåliga hälso-, miljö- och klimategenskaper. Ett sätt att något motverka sådana utfall vore att dela upp biodrivmedelsmålet i två kvoter – en för bensinliknande drivmedel och en för dieselliknande.

Ett annat problem är hur osäkerhet kring framtidens efterfrågan på drivmedel och marginalkostnader ska hanteras. Kvotpliktsystem är effektiva och potentiellt kostnadseffektiva. I en osäker värld är de dock rigida. I den händelse drivmedelsefterfrågan blir högre än förväntat (vilket innebär krav på större volymer biodrivmedel) och detta sammanfaller med högre kostnader för biodrivmedel än förväntat, kan ett kvotpliktsystem bli mycket kostsamt. Ett sätt att förhindra att systemet kräver inmalning av biodrivmedel oavsett kostnad, är att skapa en så kallad säkerhetsventil (safety valve). En sådan kan utformas på olika sätt. Ett sätt är att lägga kvotpliktsavgift på en lämplig nivå så att den även utför denna funktion. Aktörerna kommer att välja att betala avgiften om kostnaden för att få in ytterligare biodrivmedel blir tillräckligt högt. Avgiften fungerar därmed som ett pristak för certifikaten.⁵⁷ En sådan avgift begränsar även stora aktörers möjlighet att utnyttja eventuell marknadsmakt (är priset för ”högt” betalar kvotpliktiga hellre avgiften).⁵⁸ Avgiften får därmed inte vara för låg men inte heller för hög. Allt annat lika, innebär en sådan avgift lägre förväntad biodrivmedelsvolym. Men, givet en sådan säkerhetsventil kan kvotplikten läggas på en högre nivå än annars (se exempelvis Aldy och Stiglitz 2001).

Ytterligare ett sätt att hantera osäkerhet om framtiden är att tillåta aktörerna att spara och låna certifikat. Företag som bedömer att framtiden bär med sig höga certifikatpriser får härigenom incitament att sälja mer biodrivmedel idag och spara certifikat. Företag med andra förväntningsbilder kan finna det lönsamt sälja mindre biodrivmedel i dag (låna certifikat från den framtida tilldelningen) för att sälja mer biodrivmedel längre fram då de menar att kostnaden för detta är lägre. Sådan intertemporal flexibilitet påverkar inte mängden biodrivmedel som över tid mals in utan endast när i tiden inmalningen sker. Det finns ett värde i att företagen genom sparande/lånande kan hantera prisvariationer efter eget tycke även när certifikatpriset inte passerar en eventuell tak- eller golvnivå.

6.2 Behovet av differentierad beskattning under kvotpliktssystem

Vi har pekat på att när användningen av biodrivmedel är förknippad med externa kostnader behöver kvotpliktsystem kombineras med någon form av ytterligare styrning för att säkerställa att mål om ökad användning av biodrivmedel möts med ”bra biodrivmedel”. Det kan handla om att via beskattning få aktörerna att beakta biodrivmedlens externa kostnader eller om att reglera bort de

⁵⁷ Studier avseende utsläppshandel visar att sådana mekanismer kraftigt kan sänka kostnaderna för att nå målen (se exempelvis Pizer, 2005). Ett system med både pristak och prisgolv (Roberts and Spence, 1976) har vissa fördelar. Att öppna för handel med certifikat mellan företag i olika länder kan vara ett sätt att hantera osäkerhet och potentiella marknadsmaktsproblem.

⁵⁸ I det tidigare förslaget till kvotplikt ingick en avgift på 20 kronor per liter biodrivmedel som saknas i den kvotpliktiga volymen (Näringsdepartementet 2013). Kågesson (2015) föreslår en variabel kvotpliktsavgift som ”med ca 1 krona överstiger ”skillnaden i marginell produktionskostnad (per energienhet) mellan den fossila produkten och dess biologiska ersättning”.

sämsta alternativen. Nedan presenterar vi några räkneexempel över värdet av en sådan träffsäker politik.

Beräkningarna utgår från följande premisser. Ett gemensamt kvotpliktssystem för hela drivmedelsmarknaden där kvoten innebär att i storleksordningen 15 TWh ytterligare förnybara drivmedel ska in på drivmedelsmarknaden relativt snabbt (till 2030). Med dagens biodrivmedelsanvändning om 11 TWh (närmare 13 procent av transportsektorns slutliga energianvändning) innebär detta en total biodrivmedelsanvändning kring 26 TWh. Givet de bedömningar av framtida biomassa-utbud som presenterades i kapitel 1 kan en sådan ambitionsnivå komma att innebära att stamved används för att producera biodrivmedel. Räkneexemplen avser merkostnaden för de ytterligare 15 TWh biodrivmedel.

Biodrivmedlens klimatprestanda utvärderas utifrån ett 20-årigt tidsperspektiv, om inget annat anges. Närmare bestämt beräknas biodrivmedlens nettoutsläpp av koldioxid som utsläpp vid förbränning minus upptag efter 20 år. Eventuella effekter på kolbalansen via förändrad markanvändning beaktas inte. Utsläpp av koldioxid värderas utifrån nuvarande koldioxidskattesats, det vill säga 1,1 kr per kg koldioxid. Detta är inte något självklart antagande då det innebär att minskad lagerhållning av koldioxid i Sverige (vid importerade biodrivmedel minskad lagerhållning i andra länder) värderas lika som utsläpp inom den svenska övrigsektorn. Eftersom Sverige endast har ett kvantitativt åtagande för övrigsektorns utsläpp och inte LULUCF-sektorns utsläpp skulle man kunna argumentera för att de ska värderas olika. Å andra sidan skulle det innebära att en å samma aktivitets – här transporters – utsläpp särbehandlas enbart för att utsläppen från fossila drivmedel och utsläppen från avverkning och förbränning av biomassa bokförs i olika sektorer.⁵⁹

Avsnittet fokuserar på personbilars genomsnittliga utsläpp. Nya bilar är ofta bättre än genomsnittet varvid personbilparkens prestanda förbättras över tid. Givet vårt kortsiktiga perspektiv har vi dock valt att utgå från genomsnittliga utsläpp.

Tabell 23 och tabell **24** redovisar produktionskostnader och skatter för olika biodrivmedel respektive deras fossila motsvarigheter. Justeringar har gjorts med avseende på att dieselmotorn har högre verkningsgrad än ottomotorn. Detta innebär att man med en given energiinsats kan köra längre med en dieseldriven bil än med en bensindriven (ottomotor). För att skapa jämförbarhet (det vill säga hålla bilistens konsumentöverskott konstant) mellan de olika alternativen så presenteras räkneexemplen nedan i termer av utvunnen rörelseenergi⁶⁰. Produktionskostnaderna baseras på Energimyndigheten (2016c) och avser året 2015 och skattesatserna är de som gällde vid ingången av 2016. Fokus för analysen är biodrivmedel som idag eller i en nära framtid bedöms vara de mest konkurrenskraftiga och som samtidigt bedöms finnas tillgängliga i stora volymer.

⁵⁹ Om vi värderar minskad lagerhållning av koldioxid i skog och åkermark lägre än fossila utsläpp inom svensk övrigsektor, skulle kalkylen bli mer förmånlig för biodrivmedel.

⁶⁰ Insatt energi fördelas på värme- och rörelseenergi. Transporttjänsten definieras med hänsyn till rörelseenergin.

Tabell 23 Kostnad biodrivmedel, dagens beskattning
Kr/kWh utvunnen rörelseenergi

	Etanol, låg	Etanol, hög	FAME, låg*	FAME hög*	HVO*
Produktionskostnad	4,00	4,10	2,20	2,37	2,60
Dagens energiskatt	0,53	0,57	0,60	0,32	0
Produktionskostnad inklusive skatt	4,53	4,67	2,80	2,69	2,60

Anm. * Dieselmotorns verkningsgrad antas här vara 40 procent medan ottomotorns verkningsgrad antas vara 30 procent.
Källor: Energimyndigheten (2016c); Skatteverket (2016b).

Tabell 24 Kostnad bensin och diesel, dagens beskattning
Kr/kWh utvunnen rörelseenergi

	Bensin	Diesel*
Produktionskostnad	1,83	1,12
Dagens energiskatt	1,37	0,60
Dagens CO ₂ -skatt	0,95	0,82
Produktionskostnad inkl skatt	4,15	2,54

Anm. * Dieselmotorns verkningsgrad antas här vara 40 procent medan ottomotorns verkningsgrad antas vara 30 procent.
Källor: Energimyndigheten (2016c); Skatteverket (2016b).

Tabell 25 presenterar de förbränningsutsläpp av koldioxid per kWh som antas för de olika bränslena. Värdena är hämtade från SMED (2010) och presenterades redan i kapitel 3.⁶¹ I beräkningarna krediteras biodrivmedlen den inlagring av koldioxid deras råvaror svarar för efter 20 år som redogjordes för i tabell 10.

Tabell 25 Utsläpp av koldioxid vid förbränning

	Bensin	Diesel	Etanol	FAME	HVO*
Energiinnehåll (kWh/l)	9,1	9,8	5,9	9,2	9,4
Koldioxidutsläpp (kg/kWh)	0,259	0,259	0,256	0,272	0,259

*Vi saknar uppgifter om emission för HVO. På grund av framställningen av HVO resulterar i ett kolväte som är identiskt med diesel antas samma utsläppsfaktor för HVO som för diesel.

DAGENS BESKATTNING ÄR FÖRMÅNLIG FÖR HVO

Med dagens energibesättning och de givna produktionskostnaderna faller HVO ut som det privatkonomiskt minst kostsamma biodrivmedlet. Därför kan det vara intressant att studera konsekvenserna av en storskalig infasning av HVO. Konsekvenserna beror till stor del på vilket bränsle HVO ersätter, bensin eller diesel. Nedan presenterar vi därför räkneexempel för bägge alternativen.

Exempel: HVO tränger ut bensin

Tabell 26 belyser den årliga samhällsliga merkostnaden när HVO tränger undan bensin. Som nämnts ovan kan HVO produceras från olika råvarubaser. I tabellen redovisar vi två sådana – stamved respektive avverkningsrester.⁶² Den första raden i tabellen redovisar produktionskostnaden för bensin och de två HVO-alternativen. En jämförelse visar att HVO är dyrare att producera än bensin. Merkostnaden uppgår till 0,77 kr per kWh utvunnen rörelseenergi.

⁶¹ Dagens skattesats för fossil diesel baseras på en emission på 2,9 kg/liter diesel. SMED (2010) anger en emission om 2,5 kg/liter diesel. Skattesatsen i räkneexemplen utgår från SMED:s emissionsfaktor, det ger en full koldioxidskatt om 0,29 för diesel istället för nuvarande 0,33 kronor per kWh.

⁶² I brist på information antas samma produktionskostnad för dessa alternativ.

Skillnaden i klimatprestanda mellan bensin och HVO beror på vilken råvara den senare baseras på. Med avverkningsrester så blir HVO ur ett 20-årsperspektiv i det närmaste klimatneutralt. Sker produktionen med stamved som bas blir klimatprestandan betydligt sämre. Skillnaden gentemot bensin uppgår då enbart till -0,38 kr per kWh utvunnen rörelseenergi. Vad gäller NO_x och partiklar har HVO, i likhet med andra dieselbränslen, sämre prestanda än bensin.⁶³ Den sammanlagda skillnaden av NO_x och PM_{2,5} uppgår till 0,23 kr.

Tabell 26 Merkostnad vid övergång från bensin till HVO

Kr/kWh utvunnen rörelseenergi

	Bensin	HVO (avverkningsrester)	HVO (stamved)	Differens (avverkningsrester)	Differens (stamved)
Produktionskostnad	1,83	2,60	2,60	0,77	0,77
Klimatpåverkan	0,95	0,11	0,57	-0,84	-0,38
NO _x	0,08	0,21	0,21	0,13	0,13
PM _{2,5}	0,03	0,13	0,13	0,10	0,10
Total differens				0,16	0,62
Merkostnad miljö- ner kronor*				960	3 720

Anm. * 6 TWh rörelseenergi motsvarar en försäljning om 15 TWh biodiesel.

Jämfört med bensin uppgår den samhällsekonomiska merkostnaden för HVO till 0,16 eller 0,62 kr per utvunnen rörelseenergi, beroende på vilken råvarubas som används för HVO-framställning. Givet en HVO-försäljning om 15 TWh blir den totala årliga samhällsekonomiska merkostnaden knappt en miljard kronor alternativt knappt fyra miljarder kronor.

Utfallet förklaras av att HVO har en betydligt högre produktionskostnad än bensin. Om den produceras av avverkningsrester innebär emellertid övergången till HVO en betydande klimatpolitisk intäkt, varför den samhällsekonomiska merkostnaden blir begränsad. Noterbart är att eftersom diesel har större utsläpp av de miljö- och hälsopåverkande ämnena NO_x och partiklar än bensin, så sker en del av den klimatpolitiska intäkten på bekostnad av försämrad luftkvalitet. Den samhällsekonomiska kostnaden per undviket nettoutsläpp av koldioxid beräknas till 0,29 kr per kg respektive 4,96 kr per kg.

Exempel: HVO tränger ut diesel

I det fall HVO i stället tränger undan fossil diesel blir kalkylen något annorlunda. En sådan övergång bedöms inte få någon märkbar effekt på utsläppen av NO_x och partiklar. Givet avverkningsrester som bas så uppstår en betydande klimatpolitisk intäktspost. Samtidigt är skillnaden i produktionskostnad stor mellan fossil diesel och HVO varför merkostnaden ändå blir betydande, drygt fem miljarder kronor per år. Utslaget på den mängd koldioxidutsläpp som netto undviks blir det 1,60 kr per kg. I detta fall betalas merkostnaden i större utsträckning av bilisterna (via högre drivmedelspriser) och inte av allmänheten genom försämrad luftkvalitet. Med stamvedsbaserad HVO uteblir till stor del den klimatpolitiska intäktsposten och merkostnaden blir drygt åtta miljarder kronor per år, eller 10,72 kr per kg undviket koldioxidutsläpp.

⁶³ Värderingen av utsläpp av NO_x och partiklar är hämtade från avsnitt 2.

Tabell 27 Merkostnad vid övergång från diesel till HVO
Kr/kWh utvunnen rörelseenergi

	Diesel	HVO (stamved)	HVO (avverkningsrester)	Differens (stamved)	Differens (avverkningsrester)
Produktionskostnad	1,12	2,60	2,60	1,48	1,48
Klimatpåverkan	0,71	0,57	0,11	-0,14	-0,60
NO _x	0,21	0,21	0,21	0	0
PM _{2,5}	0,13	0,13	0,13	0	0
Total differens				1,34	0,88
Merkostnad miljö- ner kronor*				8 040	5 280

Anm. * 6 TWh rörelseenergi motsvarar en försäljning om 15 TWh biodiesel.

Tabell 23 visar att FAME har något lägre produktionskostnader och bättre klimatprestanda än HVO (baserad på avverkningsrester). Givet detta och ett antagande om att dessa bränslen har liknande utsläpp av kväveoxider och partiklar⁶⁴ blir merkostnaden vid en övergång till FAME drygt två miljarder lägre än för HVO.

Slutsatsen av räkneexemplen ovan är att en övergång till biodiesel kan ske till begränsade samhällsekonomiska merkostnader, om det sker till klimatsmart biodiesel. Huruvida det realiserar några stora klimatpolitiska fördelar beror på vilken råvara biodrivmedlen baseras på. Ur klimatperspektiv har snabba råvarubaser såsom raps och avverkningsrester en fördel. Styrning krävs för att få in klimatsmarta biodrivmedel. Det ska dock noteras att med ett stort inslag av biodiesel blir luftkvaliteten sämre jämfört med bensin.

UNIFORM ENERGIBESKATTNING OCH UTVIDGAD KOLDIOXIDBESKATTNING

Mot bakgrund av EU:s nya statsstödsregler tänker vi oss, till att börja med, att alla biodrivmedel påförs en energiskatt som i energitermer motsvarar den för deras fossila motsvarighet. Detta innebär att bensinalternativen betalar nästan en dubbelt så hög energiskatt (per kWh) som dieselalternativen. Därutöver utvidgas koldioxidbeskattningen till att även omfatta biodrivmedlens nettoutsläpp av koldioxid. Att under ett kvotpliktsystem genomföra en sådan justering av beskattningen av drivmedel påverkar inte mängden biodrivmedel som kommer in på marknaden, den bestäms av kvotnivån. Däremot kan beskattningen påverka vilka biodrivmedel som kommer in.

Tabell 28 nedan visar hur de privata kostnaderna per kWh rörelseenergi påverkas av en uniform energiskatt och utvidgad koldioxidskatt. Koldioxidskatten för stamved motsvarar då 80 procent av den som betalas vid förbränning av fossila drivmedel. För etanol och FAME blir skattesatsen noll. Med uniform energiskatt i tabell 28 får bioetanol samma skattesats som för bensin medan biodiesel möter den skattesats som gäller för fossil diesel.

⁶⁴ Det bör utredas vidare om utsläpp av luftföroreningar skiljer sig mellan olika biodiesel.

Tabell 28 Kostnad biodrivmedel, uniform energiskatt och utvidgad koldioxidbeskattning
Kr/kWh utvunnen rörelseenergi

	Etanol låg	Etanol hög	FAME låg	FAME hög	HVO Avverknings- rester	HVO Stamved
Produktionskostnad	4,00	4,10	2,20	2,37	2,60	2,60
CO ₂ -skatt	0	0	0	0	0,11	0,57
Uniform energiskatt	1,37	1,37	0,60	0,60	0,60	0,60
Prod. kostnad inkl skatt	5,37	5,47	2,80	2,97	3,31	3,77

Med en utvidgad koldioxidbeskattning försämras konkurrenskraften för biodrivmedel med låg klimatprestanda. FAME framträder nu som det privatekonomiskt minst kostsamma biodrivmedlet. Tillkommande FAME-användning motsvarande 15 TWh skulle ge en merkostnad om cirka tre miljarder om diesel ersätts och en negativ sammanlagd merkostnad om 1 miljard kronor i det fall bensin ersätts. Här ingår en försämring av luftkvaliteten motsvarande 1,4 miljarder kronor. Utvidgningen av koldioxidskatten säkerställer att vi slipper klimatdåliga alternativ. Men fortfarande är det biodiesel som väljs, vilket leder till sämre luftkvalitet jämfört med bensinliknande drivmedel. Nedan presenterar vi ett räkneexempel där energiskatten differentieras för att premiera etanol.

UTVIDGAD KOLDIOXIDBESKATTNING OCH DIFFERENTIERAD ENERGISKATT

Ett sätt att främja etanol vore att justera energiskatten, exempelvis sänka energiskatten för bensinliknande drivmedel och höja den för dieselliknande drivmedel. Tabell 29 nedan visar att energiskatten måste differentieras kraftigt mellan diesel- och bensinbränslen för att etanol ska kunna konkurrera med HVO och FAME. Givet de antagna produktionskostnaderna måste skillnaden uppgå till cirka 2 kronor per kWh rörelseenergi. Det ska noteras att en höjning av energiskatten på diesel och en sänkning av densamma på bensin kraftigt skulle öka internaliseringsgraden för dieseldriven vägtrafik men försämra den för bensin. Det ska även noteras att statens intäkter från energibeskattningen av biodrivmedel skulle öka, givet en biodrivmedelskvot om 26 TWh.

Tabell 29 Kostnad biodrivmedel, utvidgad koldioxidbeskattning och differentierad energiskatt
Kr/kWh utvunnen rörelseenergi

	Etanol låg	Etanol hög	FAME låg	FAME hög	HVO Avverkningsrester	HVO Stamved
Produktionskostnad	4,00	4,10	2,20	2,37	2,60	2,60
CO ₂ -skatt	0	0	0	0	0,11	0,57
Energiskatt	1,20	1,20	3,20	3,20	3,20	3,20
Prod. kostnad inkl skatt	5,20	5,30	5,40	5,57	5,91	6,37

Exempel: Etanol tränger ut diesel

Jämfört med diesel har etanolen bättre prestanda vad gäller utsläpp av luftföroreningarna NO_x och PM_{2,5}. På grund av stor skillnad i produktionskostnad (inklusive koldioxidskatt som ju visar klimatvärderingen) till fördel för diesel uppstår ändå en betydande merkostnad, vilket tabell 30 illustrerar. Merkostnaden per kg undviket nettoutsläpp av koldioxid uppgår här till 2,28 kr.

Tabell 30 Merkostnad vid övergång från diesel till etanol

Kr/kWh utvunnen rörelseenergi resp. miljoner kr

	Diesel	Etanol (hög)	Differens
Produktionskostnad	1,12	4,10	2,98
CO ₂ -skatt	0,71	0	-0,71
NO _x	0,21	0,02	-0,19
PM _{2,5}	0,13	0,02	-0,11
Total differens			1,97
Merkostnad miljoner kronor*			8 865

Anm. * 4,5 TWh rörelseenergi motsvarar en försäljning om 15 TWh etanol.

Exempel: Etanol tränger ut bensin

Tabell 31 redovisar merkostnaden i det fall etanol ersätter bensin. Den klimatpolitiska intäkten är betydande, men den domineras av etanolens högre produktionskostnad. Merkostnaden per kg undviket nettoutsläpp uppgår här till 1,45 kr. Etanolens bättre prestanda vad gäller utsläppen av luftföroreningar är marginell i sammanhanget. Jämfört med fallet där HVO (baserad på avverkningsresor) tränger ut bensin blir etanolalternativet nästan fem miljarder kronor dyrare.

Tabell 31 Merkostnad vid övergång från bensin till etanol

Kr/kWh utvunnen rörelseenergi resp. miljoner kr

	Bensin	Etanol (hög)	Differens
Produktionskostnad	1,83	4,10	2,27
CO ₂ -skatt	0,95	0	-0,95
NO _x	0,08	0,02	-0,06
PM _{2,5}	0,03	0,02	-0,01
Total differens			1,25
Merkostnad miljoner kronor*			5 625

Anm. * 4,5 TWh rörelseenergi motsvarar en försäljning om 15 TWh etanol.

Räkneexemplen ovan indikerar att ett kvotpliktssystem i kombination med en beskattning som premierar etanol innebär betydande merkostnader. För 15 TWh ytterligare biodrivmedel i form av etanol uppgår de årligen till 6-9 miljarder kronor beroende på om etanolen ersätter bensin eller diesel.

KOMMENTAR TILL RÄKNEEXEMPLEN

Det bör ännu en gång understrykas att ovanstående räkneexempel är just räkneexempel. De utgör inte prognoser eller fullödiga konsekvensanalyser utan bör endast ses som illustrationer av värdet av en genomtänkt och träffsäker politik. Beräkningarna avser bränslebyte i närtid (då dagens bilar fortfarande brukas i en stor omfattning). Betydande osäkerhet råder om såväl biodrivmedlens framtida produktionskostnader som deras miljö- och klimatprestanda. Trots detta illustrerar räkneexemplen

att biodrivmedel inte alltid har de stora fördelar som ofta framställs i debatten. Detta gäller såväl deras effekt på den svenska luftkvaliteten som deras klimatprestanda. Jämfört med bensin innebär biodiesel en merkostnad i form av utsläpp av NO_x och partiklar. Renare bränslen – såsom etanol – tenderar att ha högre produktionskostnader. För HVO baserad på avverkningsrester (som ger alternativet hög klimatprestanda) uppgår den årliga merkostnaden endast till knappt 1 miljard kronor. För FAME blir merkostnaden minus 1 miljard kronor. Skälet är att den klimatpolitiska intäkten dominerar över andra kostnader.

En politik som medför att tillkommande biodrivmedelsanvändning utgörs av HVO (baserad på stamved) som ersätter bensin kan ifrågasättas. En sådan styrning innebär en årlig merkostnad om knappt 4-8 miljarder kronor utan att ge någon större klimatpolitisk intäkt.

Det bör påpekas att det finns andra alternativ. Exempelvis kan en del av vägtrafikens fossilbränsleanvändning ersättas med eldrift. Nedanstående räkneexempel illustrerar merkostnaderna för en övergång från diesel till el i vägtrafiken. Elen är billigare att producera, relativt diesel. I dagsläget produceras elen till största delen av vatten- och kärnkraft. Därmed är elproduktionen förknippad med marginella utsläpp av kväveoxider och partiklar, som vi här bortser ifrån. Genom EU ETS så är värdet av koldioxidutsläpp från elproduktion internaliserat i elpriset. Därför sätts elens klimatpåverkan till noll. Vad gäller diesels klimatutsläpp så redovisas värdet av dessa (de värderas till 1,1 kr per kg). Tabell 32 redovisar en betydande samhällsekonomisk intäkt av en övergång till eldrift (det vill säga negativ merkostnad). Per utvunnen rörelseenergi uppgår intäkten till 0,58 kronor. Totalt innebär det knappt nio miljarder kronor per år. Detta resultat förklaras av tre förhållanden. Dels är elmotorn betydligt mer effektiv än dieselmotorn. Dels är kostnaden för koldioxidutsläpp inom EU ETS betydligt lägre än kostnaden för att släppa ut inom den svenska övrigsektorn (10 öre per kg mot 110 öre per kg). Dels har elbilen inte några end-of-pipe utsläpp av luftföroreningar.

Elbilar är dock dyrare än konventionella fordon. Om det krävs att 15 procent av personbilflottan består av elbilar för att 15 TWh diesel (cirka 18 procent av vägtransporternas energianvändning) ska kunna ersättas med eldrift, handlar det om ca 800 000 fordon. Givet att en elbil för närvarande är cirka 100 000 kronor⁶⁵ dyrare än en konventionell bil, skulle den högre kapitalinsatsen uppgå till 80 miljarder kronor. Bedömare menar att merkostnaden för elbilar kan antas sjunka snabbt redan i närtid. Med en merkostnad om 50 000 kronor skulle den högre kapitalinsatsen totalt uppgå till 40 miljarder kronor. Elbilars livslängd och underhållskostnader är relativt okända. Det ska också noteras att elbilen i detta räkneexempel inte täcker sina externa kostnader i form av vägslitage och olycksrisk. Även om vi inte heller har värderat eventuella skillnader i potentiell körsträcka per tankning indikerar räkneexemplet att elbilar kan vara ett alternativ värt att studera närmare.

Tabell 32 Merkostnad vid övergång från diesel till el

Kr/kWh utvunnen rörelseenergi resp. miljoner kr

	Diesel	El	Differens
Produktionskostnad	1,12	0,22*	-0,90
Klimatpåverkan	0,71	0	-0,71
NO _x	0,21	0	-0,21
PM _{2,5/10}	0,13	0	-0,13
Total differens			-1,95
Merkostnad miljoner kronor**			-13 065

Anm. * Genomsnittligt (2015) spotpris på el. ** 6,7 TWh el ersätter 6 TWh rörelseenergi diesel som motsvara 15 TWh dieselförsäljning.

⁶⁵ WSP (2015).

6.3 Utformningen av en kostnadseffektiv bioenergipolitik

Givet mål för den svenska användningen av förnybar energi eller bioenergi är uppgiften att styra ekonomin på ett kostnadseffektivt sätt, det vill säga så att målet nås till lägsta samhällsliga kostnad. Att regleraren saknar precis information om de privata marginalkostnaderna talar för att styrningen bör ske via beskattning och/eller kvotpliktsystem med certifikathandel. Sveriges bioenergipolitik bygger till stor del på sådan prisstyrning genom elcertifikat och nedsatt energi- och koldioxidbeskattning. Nedan diskuterar vi utformningen av en politik för att nå ökade ambitioner för användningen av bioenergi.

SVERIGES BIOENERGIPOLITIK

Ovan diskuterade vi kostnadseffektiv styrning av den svenska biodrivmedelsanvändningen. Bioenergi används i betydande omfattning även inom andra sektorer, se kapitel 1. Vi har dessutom mål för den nationella användningen av förnybar energi samt ett mål och system för elproduktion baserad på förnybar energi, systemet för gröna elcertifikat. Att utforma en kostnadseffektiv styrmedelsmix/politikutformning är komplicerat och utgör en större uppgift än vad som har varit möjligt inom ramen för detta uppdrag. En del av svårigheterna förklaras av att mål för perioden efter 2020 ännu inte definierats och att EU:s politik är under förändring, bland annat arbetar EU kommissionen med att ta fram ett förslag till direktiv som även omfattar fasta biobränslen. Nedan diskuteras några viktiga aspekter av politikutformningen.

Ett kostnadseffektivt uppfyllande av ett nationellt mål för användningen av förnybar energi kräver att den samhällsekonomiska kostnaden för ytterligare användning av bioenergi är lika över alla sektorer och lika med annan användning av förnybar energi. Det kräver någon form av flexibilitet/överföring mellan de olika sektorerna och/eller olika kvotpliktsystem. Ofta sägs det att biobränslen bör användas där den är som mest klimatsmart. Under dagens klimatpolitik som till stora delar internaliserat koldioxidutsläppen i de priser energikonsumenterna möter finns det dock skäl att låta relativpriserna avgöra var ytterligare bioenergi kommer till användning.

Som redovisades i avsnitt 2 kan biobränsleanvändningens externa kostnader i termer av luftföroreningar vara betydande även vid stationär användning. Som redovisats i avsnitt 3 varierar klimatprestandan för olika biobränslen. Ett sätt att se till att de privata kostnaderna av biobränsleanvändning bättre avspeglar de samhällsekonomiska kostnaderna, vore att beskatta all bioenergianvändning i enlighet med en utvidgad koldioxidbeskattning och en energiskatt som motsvarar skadekostnaden för bränslenas utsläpp av luftföroreningar. Transaktionskostnader kan dock antas begränsa möjligheterna för en heltäckande sådan beskattning. Exempelvis kan det vara svårt att skapa beskattningssystem för vedeldning och annan användning av fasta biobränslen. I sådana fall kan regleringar vara att föredra. En sådan storskalig energiskattereform behöver utredas grundligt.

Det klimatpolitiska värdet av biobränsleanvändning varierar mellan olika sektorer. Kostnaden för ytterligare utsläppsminskningar är betydligt högre inom den svenska övrigsektorn än inom EU ETS. Eventuell beskattning av biobränslenas nettobidrag till klimateffekten bör baseras på den relevanta koldioxidprisnivån för den sektor inom vilket utsläppet sker. Inom elproduktionen skulle beskattningen då utgöra en andel av EU ETS-priset. Alternativt skulle man kunna kräva att utsläppsrätter även lämnas in för biobränslenas bedömda nettoutsläpp. För näringar inom övrigsektorn, exempelvis lätt industri skulle samma bränsle påföras en koldioxidskatt motsvarande deras nettobidrag.

Ökade ambitioner vad gäller användningen av förnybar energi kan leda till prispress uppåt för biomassa och därmed högre kostnader för andra användare. Sektorer som inte har kvoterad användning kan vänta sig minska sin användning. Det kan handla om värmeproducenter samt industrin.

Med god tillgång på billig bioråvara, såsom exempelvis avverkningsrester, kan prisuppgången bli begränsad. Om så ej blir fallet kan kvotpliktiga aktörers betalningsvilja för annan bioråvara – exempelvis timmer och ved – öka kraftigt. Det innebär större flöden av rundvirke till det stationära och mobila energisystemet relativt den som idag i största del går till traditionell tillverkningsindustri (exempelvis massa- och papper). Förändringar i betalningsvilja mellan olika aktörer vilka är styrmedelsdrivna (och inte marknadsdrivna) ställer höga krav på styrningen. Eftersom en kvot låser en viss del av åtgärderna till biodrivmedel föreligger risk för att billigare åtgärder (exempelvis riktade mot annan förnybar energi) förbigås. En ökad råvarukonkurrens kan även påverka delar av industrin negativt. Till viss del kan dessa dämpas av import. Men om fler länder ökar sina ambitioner vad gäller användningen av förnybar energi, så kan även den internationella prisnivån stiga.

Det ska även noteras att det finns miljöpolitiska mål som påtagligt kan begränsa utbudet av skogsråvara och biomassa antingen genom att produktiv skogsmark skyddas från avverkning samt att avverkningsrester bör lämnas kvar i skogen.⁶⁶ Åtgärder såsom intensivodling kan visserligen användas för att motverka eventuella målkonflikter som en ökad användning av bioråvara kan orsaka. Emellertid kan ökad gödsling även resultera i ökade utsläpp av nitrösa gaser och således få negativ inverkan på ekosystemet. Brännlund m.fl. (2010) finner att mer ambitiösa målsättningar om levande skogar och begränsad klimatpåverkan långsiktigt kan öka priserna på skogsråvara kraftigt.

6.4 Markanvändningseffekter

Vi har ovan analyserat och kvantifierat förekomsten av externa kostnader vid användning av biobränslen. Analysen pekar på att dessa kan vara betydande och att fördelarna med biobränsle är avhängiga vilka bränslen som används och vilken råvara de baseras på. De räkneexempel som gjorts är inte alltid upplyftande. Sverige bör ställa sig frågan varför vi ska främja användningen av biodrivmedel vars produktionskostnader är höga och kan leda till försämrad luftkvalitet utan att ge någon större kortsiktig klimatpolitisk intäkt.

Att forcera in biodrivmedel medför dessutom tillkommande problem eftersom det innebär att trafikens utsläpp bokföringsmässigt flyttar från den reglerade övrigsektorn till LULUCF-sektorn. För LULUCF-sektorn saknas kvantitativa åtaganden. Det finns för närvarande inga internationella eller nationella system som säkerställer att en lägre inlagring till följd av ökad biodrivmedelsanvändning kompenseras genom ökad inlagring annorstädes.⁶⁷ En utvidgad koldioxidbeskattning som belastar bioenergi efter deras nettobidrag till klimateffekten mildrar detta problem. En sådan beskattning kan dock inte hantera konsekvenserna av förskjutningar av markanvändningen.

MARKANVÄNDNINGSEFFEKTER

Användning av biodrivmedel kan öka halten av koldioxid i atmosfären på tre sätt:

- (i) Genom att kolinlagringen sjunker temporärt när vi eldar upp biomassa i stället för att låta den ligga kvar.
- (ii) Genom att markanvändningen förändras så till vida att energiodlingen ersätter annan odling med annan inlagringskapacitet.
- (iii) Via indirekta markanvändningseffekter.

⁶⁶ Exempel på detta är miljömålen Levande skogar och Ett rikt växt- och djurliv.

⁶⁷ Det svenska koluttaget uppvisar en positiv trend, men hade den varit ännu större om vi inte hade använt stora mängder biomassa för energiändamål?

En utvidgad koldioxidsskatt såsom här diskuterats hanterar (i). Emellertid behöver också beaktas hur biobränsleanvändningen påverkar markanvändningen och kolinlagringen. Att använda långsamväxande träd för att producera biobränsle ger upphov till en kolskuld som kan ta lång tid att betala tillbaka. Även om markanvändningen är oförändrad, kan en ökad biodrivmedelsanvändning medföra en indirekt markanvändningsförändring (iii). Sådana kan vara betydande (se kapitel 3).

Sverige bokför sin kolinlagring och har därmed i teorin kunskap om denna effekt. I praktiken så föreligger emellertid betydande problem att mäta dessa indirekta effekter. Dessutom hålls i dagsläget ingen ansvarig om kolinlagringen förändras till följd av dessa indirekta effekter. Vidare har inte Sverige i dagsläget något internationellt åtagande för att hålla kolinlagringen på en viss nivå. Ett steg i rätt riktning kan vara EU:s fortgående arbete att reglera vilka råvarubaser som får användas. Dessa kan hjälpa en del men löser inte hela problemet.

Ökat inslag av biodrivmedel innebär att vägtrafikens utsläpp bokföringsmässigt minskar. Men ökade utsläpp uppträder i LULUCF-sektorn. Med en utvidgad och välavvägd energi- och koldioxidbeskattningen så hanteras en del av detta problem. Utsläppen i LULUCF-sektorn ökar mindre än vad som annars vore fallet.

AVSNITTET I KORTHET

- Biobränslens externa kostnader är betydande och jämfört med sina fossila motsvarigheter har de höga produktionskostnader.
- Kvotplikt för biodrivmedel är ett verksamt styrmedel. För att bra biodrivmedel ska komma in behöver dock ett sådant kombineras med åtgärder som premierar biodrivmedel med lägst samhällsliga kostnad. I annat fall kan utfallet bli betydande samhällsekonomiska merkostnader utan några stora klimatpolitiska vinster.
- HVO baserad på stamved kan ge betydande merkostnader (8 miljarder kronor) utan att ge någon större klimatpolitisk fördel.
- Biodiesel (HVO eller FAME) baserade på råvarubaser såsom avverkningsrester respektive raps har bättre klimatprestanda och innebär därmed lägre samhällsekonomiska merkostnader.
- För att klimatsmarta alternativ ska komma in krävs politisk styrning, exempelvis koldioxidbeskattning av biobränslens nettoutsläpp.
- Våra räkneexempel visar att med biodiesel kommer en del av den klimatpolitiska intäkten att ske på bekostnad av god luftkvalitet.
- Fördelen med att kvotpliktsystemet är verkningsfullt bör vägas mot den minskade flexibiliteten i ekonomin som det medför. Försämrad anpassningsförmåga kan bli mycket kostsam. Givet betydande osäkerhet kring framtida kostnader behövs säkerhetsventiler byggas in i politiken.
- Effekter av ändrad markanvändning behöver hanteras på särskilt sätt.

Appendix A EEA: värdering luftföroreningar

EEA presenterar en hög respektive en låg skattning av skadekostnaden för luftföroreningar, se Tabell 33. Skillnaden mellan den höga och låga skattningen ligger i olika värdering av dödlighet. I den höga skattningen används *värdet av ett statistiskt liv* (VSL) och i den låga används *värdet av ett förlorat levnadsår* (VOLL). VSL baseras på en uppskattning av hur mycket människor är villiga att betala för att minska risken att dö av hälsorelaterade sjukdomar. VOLL baseras på en uppskattning av värdet av ett förlorat levnadsår. Detta värde tar hänsyn till vid vilken ålder dödsfallen inträffar genom att ge en större vikt till dödsfall vid låg ålder och lägre vikt vid dödsfall vid hög ålder. Just när det gäller den här typen av luftföroreningar kan det, enligt EEA, argumenteras för att värderingen av dödlighet bör vara lägre än VSL eftersom de som drabbas i hög utsträckning är äldre personer eller personer med redan nedsatt hälsa. Eftersom det pågår en debatt om vilket mått som ska användas väljer EEA att presentera två olika skattningar. Vi har beräknat ett genomsnitt av de två skattningarna som ligger till grund för vår beräkning av total värdering av luftföroreningar per MWh.

Tabell 33 Hög respektive låg värdering av luftföroreningar EEA

Kr/kg*

	NH ₃	NM VOC	PM ₁₀	PM _{2,5}	NO _x	SO ₂
EEA, låg (VOLY)	41	8	51	79	23	54
EEA, hög (VSL)	125	21	155	239	58	159
Genomsnitt	83	15	103	159	40	106

*Växelkurs 9,2 SEK/EUR. Omräkning från 2005 års till 2014 års penningvärde enligt SCB:s KPI-index.

Appendix B Beskattning i kronor per enhet

Tabell 34 Beskattning av fossila bränslen för drift av motordrivna fordon 2016-01-01

Kr/enhet

Produkt	Användnings- område	Enhet	Koldioxidskatt (kr/enhet)	Energiskatt (kr/enhet)
Bensin MK1	Generell	kr/liter	2,59	3,72
Diesel MK1	Generell	kr/liter	3,20	2,36
	Nedsatt *	kr/liter	1,5	2,36
	Nedsatt **	kr/liter	1,92	0,26
Gasol	Generell	kr/ton	3370	0
Naturgas	Generell	kr/1000m3	2399	0

Tabell 35 Beskattning av fossila bränslen för uppvärmning och drift av stationära motorer 2016-01-01

Kr/enhet

Produkt	Användningsområde	Enhet	Koldioxidskatt	Energiskatt
Eldningsolja 1	Generell	kr/m3	3204	846
	Nedsatt *	kr/m3	2563	254
Eldningsolja 5	Generell	kr/m3	3204	846
	Nedsatt *	kr/m3	2563	254
Naturgas	Generell	kr/1000m3	2399	935
	Nedsatt *	kr/1000m3	1919	281
Gasol	Generell	kr/ton	3370	1087
	Nedsatt *	kr/ton	2696	326
Kol	Generell	kr/ton	2788	643
	Nedsatt *	kr/ton	2230	193
Koks	Generell	kr/ton	2788	643
	Nedsatt *	kr/ton	2230	193

Referenser

- Aldy, J. E., P. R. Orszag och J. E. Stiglitz (2001), "Climate Change: An Agenda for Global Collective Action" - prepared for the conference on "The Timing of Climate Change Policies, Pew Center on Global Climate Change.
- ASEK (2016), "Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.0." Kapitel 11 Kostnad för luftföroreningar. Trafikverket.
- Backéus, S, P Wikström och T Lämås (2006), "Modeling Carbon Sequestration and Timber Production in a Regional Case Study", *Silva Fennica*, vol 40(4), s 615-629.
- Brännlund, R, R Lundmark och P Söderholm (2010), *Kampen om skogen koka, säga, bränna eller bevara?* SNS Förlag.
- Brännlund, R, O Carlén, T Lundgren och P-O Marklund (2012), "The Costs and Benefits of Intensive Forest Management", *Journal of Benefit-Cost Analysis*, vol 3(4), Article 5.
- Börjesson, P., L. Tufvesson och M. Lantz (2010), "Livscykelanalys av svenska biodrivmedel", Rapport nr 70, Lunds tekniska högskola.
- Börjesson, M, D Athanassiadis, R Lundmark m.fl. (2014), "Bioenergy futures in Sweden – system effects of CO2 reduction and fossil fuel phase-out policies", *Global Change Biology Bioenergy*, vol 7, s 1-18.
- Cansino, J M, M del P Pablo-Romero, R Román m.fl. (2012), "Promotion of biofuel consumption in the transport sector: An EU-27 perspective, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol 15, s 6013-6021.
- Carlén, B., Carling, A. och Mandell, S. (2005), "Svensk klimatpolitik under nationellt utsläppsmål respektive avräkningsmål", Energimyndigheten ER 2005:29.
- Carlén, B (2014), "Värdering av koldioxidutsläpp från svenska transporter- en kommentar". VTI rapport 835. Linköping.
- Cherubini, F, G Peters, T Berntsen m.fl. (2011), "CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming", *Global Change Biology Bioenergy*, vol 3, s 413-426.
- Ds 2009:24, *Effektivare skatter på klimat- och energiområdet*.
- Ecotrafic (2009), "Particle and NO_x emissions from automotive diesel and petrol engines – a 2009 update".
- EEA (2014), "Costs of Air pollution from European industrial facilities 2008–2012 – an updated assessment". EEA Technical report, nr 20/2014.
- Energimyndigheten (2014a), "Indikativ övervakningsrapport avseende skattebefrielser för flytande under perioden januari-augusti 2014".
- Energimyndigheten (2014b), "Marknaderna för biodrivmedel 2014. Tema: HVO, ER 2014:27.
- Energimyndigheten (2015a), "Energiläget 2015". ET2015:08.
- Energimyndigheten (2015b), "Systemet för hållbarhetskriterier i Sverige En utvärdering av regelverkets praktiska tillämpning" ER 2015:21.
- Energimyndigheten (2015c), "Marknaderna för biodrivmedel 2015. Tema: Förnybara flygbränslen", ER 2015:31.
- Energimyndigheten (2016a), "Energiläget i siffror 2016", www.energimyndigheten.se
- Energimyndigheten (2016b), "Värmevärden från Energimyndighetens datalager (DW)".
- Energimyndigheten (2016c), "Övervakningsrapport avseende skattebefrielse för flytande biodrivmedel under året 2015".
- EU:s luftkvalitetsdirektiv, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:SV:PDF>.
- Europaparlamentets och Rådets direktiv 2003/30/EG om främjande av användningen av biodrivmedel eller andra förnybara drivmedel.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/29/EG om ändring av direktiv 2003/87/EG i avsikt att förbättra och utvidga gemenskapssystemet för handel med utsläppsrätter för växthusgaser.

Europaparlamentets och rådets beslut nr 406/2009/EG om medlemsstaternas insatser för att minska sina växthusgasutsläpp i enlighet med gemenskapens åtaganden om minskning av växthusgasutsläppen till 2020.

Europaparlamentets och Rådets direktiv 2009/28/EG om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor och om ändring och ett senare upphävande av direktiven 2001/77/EG och 2003/30/EG.

Europeiska kommissionen (2008), ”Gemenskapens riktlinjer för statligt stöd till miljöskydd”, 2008/C 82/01, Europeiska unionens officiella tidning.

Europeiska kommissionen (2014), Meddelande från kommissionen, ”Riktlinjer för statligt stöd till miljöskydd och energi 2014-2020”, 2014/C 200/01, Europeiska unionens officiella tidning.

Europeiska kommissionen (2016), http://ec.europa.eu/environment/air/index_en.htm.

ExternE (2006), http://www.externe.info/externe_2006/.

Fargione, J, J Hill, D Tilman m.fl. (2008), ”Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt”, *Science*, vol 319, s 1235-1238.

FN:s luftvårdskonvention (CLRTAP), http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.html.

Hammarlund, C, K Ericsson, H Johansson m.fl. (2010), ”Bränsle för ett bättre klimat – marknad och politik för biobränslen”, AgriFood Economics Centre.

Geijer, E, J Andersson, G Bostedt m.fl. (2014), ”Safeguarding species richness vs. increasing the use of renewable energy – The effect of stump harvesting on two environmental goals”, *Journal of Forest Economics*, vol 20, s 111-125.

IVL (2014), ”Quantification of population exposure to NO₂, PM_{2.5} and PM₁₀ and estimated health impacts in Sweden 2010”. IVL report B 2197.

Konkurrensverket (2015), ”Miljöklassningssystem för fordon”, Bilaga upphandlingskriterier: fordon och transporter.

Kågesson, P (2015), ”Hur utforma en svensk kvotplikt för biodrivmedel?” Nature Associates, på uppdrag av SPBI.

Lagen (1994:1776) om skatt på energi.

Luftkvalitetsförordningen (2010:477), http://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/luftkvalitetsforordning-2010477_sfs-2010-477.

Naturvårdsverket (2014), ”Ändringar av kväveoxidavgiften för ökad styreffekt”, Rapport 6647.

Naturvårdsverket (2016a), ”Utsläpp och upptag av växthusgaser från markanvändning etc (LULUCF)”, <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-och-upptag-fran-markanvandning/>.

Naturvårdsverket (2016b), ”Informative Inventory Report Sweden 2016 - submitted under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution”.

Naturvårdsverket (2016c), ”Emissionsfaktorer och värmevärden 2016 – underlag till Sveriges inventering av luftföroreningar för åren 1999–2014 till CLRTAP”.

Naturvårdsverket (2016d), ”Vägledning om kväveoxidavgiften”, <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Forbranning/Kvaveoxidavgiften-sa-fungerar-den/>.

Naturvårdsverket (2016e), <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Statistik-om-luft/Utslappsstatistik/>.

Näringsdepartementet (2013), Promemoria ”Kvotplikt för biodrivmedel”, N2013/934/RS.

Prop. 2015/16:99, ”Vårändringsbudget för 2016”.

Prop. 2015/16:1, ”Budgetpropositionen för 2016”.

Prop. 2012/13:25, ”Investeringar för ett starkt hållbart transportsystem”.

- Prop. 2005/06:160, ”Moderna transporter”.
- Roberts, M.J. och M. SpencePizer (2005), ”Effluent Charges and Licenses Under Uncertainty”, *TJournal of Public Economics* 5, 1976, 193-208.
- SCB (2016), ”Totala miljöskatter i Sverige 2004-2014”, http://www.scb.se/sv_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Miljo/Miljoekonomi-och-hallbar-utveckling/Miljorakenskaper/38164/38171/Miljoskatter/271568/.
- Sandmo, A (1975). ”Optimal Taxation in the Presence of Externalities”. *Swedish Journal of Economics*, 7:1 86-98.
- Searchinger, T, R Heimlich, R A Houghton m.fl. (2008), ”Use of US Cropland for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change”, *Science*, vol 319, s 1238-1240.
- Searchinger, T, S Hamburg, J Melillo m.fl. (2009), ”Fixing a Critical Climate Accounting Error”, *Science*, vol 326, s 527-528.
- Searchinger, T (2010), ”Biofuels and the need for additional carbon”, *Environmental Research Letters*, vol 5, s 1-10.
- Skatteverket (2016a), ”Skattebefrielse för biodrivmedel”, <http://www.skatteverket.se/foretagorganisationer/skatter/punktskatter/energiskatter/energiskatterpabranslen/skattebefrielseforbiodrivmedel.4.2b543913a42158acf800021393.html>.
- Skatteverket (2016b), ”Skattesatser på bränslen och el under 2016”, <http://www.skatteverket.se/foretagorganisationer/skatter/punktskatter/energiskatter/skattesatser.4.77dbcb041438070e0395e96.html?q=svavelskatten>.
- Skogsstyrelsen (2014), ”Skogsstatistisk årsbok 2014”.
- SMED (2010), ”Uppdatering av klimatrelaterade emissionsfaktorer”, rapport nr 92.
- SOU 2002:100, ”Uthållig användning av torv”.
- SOU 2013:84, ”Fossilfrihet på väg”.
- SOU 2016:21, *Ett klimatpolitiskt ramverk för Sverige*. Delbetänkande av Miljömålsberedningen.
- Statligt stöd SA. 43301 (2015/N)- Sverige- Skattebefrielse och skattnedsättningar för flytande biodrivmedel. Europeiska kommissionen. Bryssel.
- Statligt stöd SA. 43302 (2015/N)- Sverige- Skattebefrielse för biogas som används som motorbränsle. Europeiska Kommissionen. Bryssel.
- Statligt stöd nr SA.35586 (2012/N)-Sverige- Förlängning och ändring av stöd N866/2006- Skattebefrielse för vissa förnybara energikällor som används för värmeproduktion. Europeiska kommissionen. Bryssel..
- Sternier, T och L Höglund Isaksson (2006). ”Refunded emission payments theory, distribution of costs and experience of NOx abatement”. *Ecological Economics*, 57:93-106.
- Teknikens värld (2015), <http://teknikensvarld.se/sa-mycket-drar-bilen-i-verkligheten-180315/>.
- Trafikanalys (2014), ”Transportsektorns samhällsekonomiska kostnader”, rapport 2014:4.
- Trafikanalys (2016), ”Transportsektorns samhällsekonomiska kostnader”, rapport 2016:6.
- Trafikverket (2015), ”Utveckling av ASEK:s kalkylvärden för luftföroreningar – en förstudie”.
- Trafikverket (2016), <http://www.trafikverket.se/om-oss/var-verksamhet/sa-har-jobbar-vi-med/miljo-och-halsa/halsa/luft/vagtrafikens-utslapp/>.
- VTI (2014), ”SAMKOST – Redovisning av regeringsuppdrag kring trafikens samhällsekonomiska kostnader”. VTI rapport 836.
- WHO (2013), ”Regional Office for Europe. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. Technical Report.

- WHO (2016), <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>.
- Wibe (2010), "Etanolens koldioxideffekter – en översikt av forskningsläget", Rapport till expertgruppen för miljöstudier 2010:1.
- World Bank Group (2015), "State and Trends of Carbon Pricing", Washington DC.
- WSP (2015), Kostnadseffektiv styrmedels användning – en analys av olika vägar för att minska transproternas klimatpåverkan. Rapport 2015-10-30.
- Zetterberg, L. (2011), "Instruments for Reaching Climate Objectives – Focusing on the Time Aspects of Bioenergy and Allocation Rules in the European Union´s Emissions Trading System", Doktorsavhandling, Naturvetenskapliga fakulteten, Göteborgs universitet.
- Zetterberg, L. och D Chen (2015), "The time aspects of bioenergy – climate impacts of solid biofuels due to carbon dynamics", *Global Change Biology Bioenergy*, vol 7(4), s 785-796.

