

Skatt i retur

Betänkande av ASKA-utredningen

Stockholm 2009



STATENS OFFENTLIGA
UTREDNINGAR

SOU 2009:12

SOU och Ds kan köpas från Fritzes kundtjänst. För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Fritzes Offentliga Publikationer på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningsavdelning.

Beställningsadress:
Fritzes kundtjänst
106 47 Stockholm
Orderfax: 08-690 91 91
Ordertel: 08-690 91 90
E-post: order.fritzes@nj.se
Internet: www.fritzes.se

Svara på remiss. Hur och varför. Statsrådsberedningen, 2003.
– En liten broschyr som underlättar arbetet för den som ska svara på remiss.
Broschyren är gratis och kan laddas ner eller beställas på
<http://www.regeringen.se/remiss>

Textbearbetning och layout har utförts av Regeringskansliet, FA/kommittéservice

Tryckt av Edita Sverige AB
Stockholm 2009

ISBN 978-91-38-23147-0
ISSN 0375-250X

Till statsrådet Anders Borg

Genom beslut den 10 april 2008 bemyndigade regeringen chefen för Finansdepartementet att tillkalla en särskild utredare med uppgift att förutsättningslöst analysera den s.k. avfallsförbrännings-skatten. Som utredare förordnades från den 15 april 2008 professor Lennart Hjalmarsson, Handelshögskolan vid Göteborgs universitet.

Experter i utredningen har varit ekonom Johan Fall, Svenskt Näringsliv, departementssekreterare Henrik Hammar, Finansdepartementet, verkställande direktör Annika Helker Lundström, Återvinningsindustrierna, handläggare Kristina Holmgren, Energi-myndigheten, rättslig expert Anna Johannesson Magnusson, Skatteverket, civilingenjör Erik Larsson, Svensk Fjärrvärme, handläggare Ulrika Lindstedt, Naturvårdsverket, kansliråd Cecilia Mauritzon, Finansdepartementet, kansliråd Christina Oettinger Biberg, Näringsdepartementet, departementssekreterare David Strömberg, Miljödepartementet, verkställande direktör Weine Wiqvist, Avfall Sverige.

Som sekreterare förordnades docent Robert Lundmark, Luleå tekniska universitet. Utredningen (Fi2008:02) antog namnet ASKA-utredningen. Den engelska översättningen av sammanfattningen har utförts av Debbie Axlid.

Till betänkandet fogas två särskilda yttranden.

Utredningen får härmed efter avslutat arbete överlämna sitt betänkande Skatt i retur (SOU 2009:12)

Göteborg i februari 2009-02-02

Lennart Hjalmarsson

/Robert Lundmark

Innehåll

Förkortningar och definitioner	11
Sammanfattning	17
Summary	31
Författningsförslag	47
1 Inledning.....	51
1.1 Uppdraget.....	51
1.2 Arbetsgång	53
2 Politiska utgångspunkter	55
2.1 Inledning.....	55
2.2 Redogörelse av relevanta politiska mål	55
2.2.1 Sveriges miljö kvalitetsmål	55
2.2.2 Klimatpolitiska mål.....	57
2.2.3 Avfallspolitiska mål	59
2.2.4 Energipolitiska mål	60
2.2.5 Sammanställning av politiska mål och dess måluppfyllelse	63

3	Styrdokument och tidigare utredningsresultat	65
3.1	Avfallsrelaterade styrdokument	65
3.1.1	EU:s avfallsdirektiv	65
3.1.2	Avfallstransportförordningen	68
3.1.3	Sveriges avfallsplan	68
3.2	Energirelaterade styrdokument	70
3.2.1	Energiskattedirektivet	70
3.2.2	Direktivet om förnybar energi	71
3.2.3	Kraftvärmедirektivet	71
3.3	Andra relevanta styrdokument	72
3.3.1	Gemenskapens riktlinjer för statligt stöd till miljöskydd	72
3.3.2	Grönboken om marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och näraliggande politikområden	74
3.4	Tidigare utredningar	76
3.4.1	Svensk klimatpolitik (SOU 2008:24)	76
3.4.2	BRASkatt (SOU 2005:23)	76
3.4.3	Skatt på avfall i dag och i framtiden (SOU 2002:9)	77
3.4.4	Resurs i retur (SOU 2001:102)	78
4	Teoretiska utgångspunkter	81
4.1	Marknadsbaserade styrmedel	81
4.2	Kostnadseffektivitet	83
4.2.1	Inledning	83
4.2.2	Marknadsmisslyckanden	83
4.2.3	Vad betraktas som en kostnad?	84
4.2.4	Kostnadseffektivitet och kvantitativa mål	85
4.2.5	Styrmedel för kostnadseffektivitet	87
4.2.6	Kostnadseffektivitet med olika tidsperspektiv	90
4.2.7	Ett styrmedel per mål	93
4.2.8	Avslutande kommentarer	93
4.3	Relativprisernas betydelse	94

5	Avfallsmarknaden	97
5.1	Introduktion till avfallsmarknaden	97
5.2	Marknadsstruktur	98
5.3	Aktörer	99
5.3.1	Avfallsinnehavare.....	99
5.3.2	Producenter.....	100
5.3.3	Privata aktörer.....	100
5.3.4	Kommuner	101
5.4	Avfallskategorier och ansvarsfördelning	102
5.4.1	Miljöbalkens definitioner	102
5.4.2	Hushållsavfall.....	103
5.4.3	Verksamhetsavfall.....	103
5.4.4	Farligt avfall	104
5.4.5	Avfall som omfattas av producentansvar	104
5.5	Flödet av hushållsavfall.....	104
5.6	Behandlingsmetoder	106
5.6.1	Fördelning mellan olika behandlingsformer	106
5.6.2	Materialåtervinning.....	107
5.6.3	Avfallsförbränning med energiutvinnig	108
5.6.4	Deponering	109
5.6.5	Biologisk behandling	110
5.6.6	Farligt avfall	110
5.7	Gränsöverskridande avfallstransporter.....	111
5.7.1	Införsel av avfall.....	111
5.7.2	Utförsel av avfall.....	111
6	Befintlig styrning	113
6.1	Avfallsförbränningsskatten	113
6.1.1	Regeringens överväganden vid införandet av avfallsförbränningsskatten	113
6.1.2	Den närmare utformningen av skatten	115
6.2	Avfallsskatten	116
6.3	Deponiförbud.....	117
6.4	Kommunala styrmedel.....	117

6.4.1	Inledning.....	117
6.4.2	Renhållningsordning.....	118
6.4.3	Renhållningsavgifter	118
6.5	Farligt avfall	119
6.6	Producentansvar	120
6.7	Miljöbalken	121
6.7.1	Allmänt om miljöbalken.....	121
6.7.2	Försiktighetsprincipen.....	122
6.7.3	Produktvalsregeln	122
6.7.4	Principen att det är förorenaren som ska betala (PPP)	123
6.8	EU:s system för handel med utsläppsrätter (EU ETS)	123
6.9	Elcertifikatsystemet	126
6.10	Internationell jämförelse.....	127
6.10.1	Inledning.....	127
6.10.2	Danmark.....	127
6.10.3	Norge.....	129
6.10.4	Flandern (Belgien)	130
6.10.5	Österrike.....	130
6.10.6	Italien	130
7	Analys av avfallsförbränningsskattens styreffekter	131
7.1	Inledning.....	131
7.2	Avfallsförbränningsskattens konstruktion.....	131
7.3	Hushållsavfallens politiska ekonomi.....	133
7.4	Avfallspolitikens mål.....	136
7.5	Kostnadsstruktur på behandlingsalternativ	140
7.6	Mål och måluppfyllelse med existerande skatt	142
7.6.1	Mål med existerande skatt	142
7.6.2	Uppfyller skatten målen?	143
7.6.3	Effekter på hushållen	144
7.6.4	Effekter på kommunnivå	148

7.6.5	Effekter på relativpriser med klimatpolitisk betydelse.....	153
7.6.6	Effekter på bränslemarknaden och energiomvandlingssektorn	155
7.7	Slutsatser om avfallsförbränningsskattens måluppfyllelse.....	160
8	Principiella överväganden och förslag	163
8.1	Återkoppling till direktivet	163
8.2	Principiella utgångspunkter.....	164
8.3	Kostnadseffektivitet.....	166
8.3.1	Inledning	166
8.3.2	Minskade nivåer av koldioxidutsläpp?.....	166
8.3.3	Ökad materialåtervinning?.....	167
8.3.4	Ökad kraftvärmeproduktion?.....	167
8.4	Avfallsförbränningsskattens incitamentsstruktur	168
8.5	Sammanfattande synpunkter.....	168
8.6	Utredningens förslag rörande avfallsförbränningsskatten.....	169
8.6.1	Motiv till slopandet av avfallsförbränningsskatten... ..	169
8.7	Alternativ till avfallsförbränningsskatten?	171
9	Konsekvensanalys	173
9.1	Inledning.....	173
9.2	Statsfinansiella konsekvenser och förslag på finansiering ...	173
9.2.1	Allmänt om statsfinansiella konsekvenser och finansiering.....	173
9.2.2	Beräknad minskning av statens skatteintäkt om skatten avskaffas och förslag till finansiering	174
9.3	Avfalls-, miljö- och energipolitiska konsekvenser	174
9.3.1	Avfallspolitiska konsekvenser.....	174
9.3.2	Miljöpolitiska konsekvenser	175
9.3.3	Energipolitiska konsekvenser	175

9.4	Konsekvenser för kommunerna	176
9.5	Konsekvenser för hushållen.....	177
9.6	Konsekvenser för näringslivet	178
9.6.1	Inledning.....	178
9.6.2	Konsekvenser för energisektorn	178
9.6.3	Konsekvenser för plaståtervinningsindustrierna.....	178
9.6.4	Administrativa konsekvenser	179
9.6.5	Konsekvenser för små företag.....	179
10	Författningskommentarer.....	181
10.1	Förslaget till lag om ändring i lagen (1994:1776) om skatt på energi.....	181
10.2	Förslaget till lag om ändring i skattebetalningslagen (1997:483).....	182
	Särskilda yttranden	183
	Bilaga 1 Kommittédirektiv.....	187

Förkortningar och definitioner

Nedan beskrivs några av de begrepp och definitioner på avfalls-, energi- och miljöområdet som används i utredningen. Begreppen förklaras i flera fall mer utförligt i aktuella avsnitt. Därutöver ges förklaringar till några av de förkortningar som används.

<i>Avfall</i>	Avser varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med (15 kap. 1 § miljöbalken).
<i>Avfall som omfattas av producentansvar</i>	Sverige har producentansvar för avfall från produktslagen: förpackningar, returpapper, bilar, däck, elektriska och elektroniska produkter samt batterier.
<i>Avfallsbehandling</i>	Avser olika behandlingsformer för avfall, exempelvis biologisk behandling och materialåtervinning.
<i>Avfallsförbränning</i>	Avser avfallsbehandling där avfallet förbränns med energiutvinning (om inte annat anges).
<i>Avfallsshantering</i>	Avser en verksamhet eller åtgärd som utgörs av insamling, transport, återvinning och bortskaffande av avfall (15 kap. 3 § miljöbalken).
<i>Avfallskategori</i>	Utgör underdefinitioner till begreppet avfall.
<i>Biobränsle</i>	Bränsle som erhålls från biomassa. Kan vara i fast-, flytande- eller gasform.
<i>Biodrivmedel</i>	Flytande eller gasformiga bränslen för transport som framställs av biomassa.

<i>Biogas</i>	Avser gasformiga biobränsle.
<i>Biologisk behandling</i>	Behandling där avfall biologiskt bryts ner genom exempelvis kompostering och rötning.
<i>Biomassa</i>	Material eller produkter av biologiskt ursprung exklusive geologiskt inbäddat och fossiliserat material.
<i>Bortskaffande av avfall</i>	Behandlingsformer där material, näringsämnen och energi från avfallet inte utnyttjas, t.ex. deponering och förbränning utan energiutnyttjande.
<i>Brännbart avfall</i>	Avfall som brinner utan energitillskott efter det att förbränningsprocessen startat (Avfallsförordningen, SFS 2001:1063 4 §).
CO_2	Kemisk beteckning för koldioxid.
<i>Deponering</i>	Kontrollerad uppläggning av avfall på en särskild plats.
<i>Deponi</i>	Kontrollerat upplag för avfall som inte avses flyttas.
<i>dir.</i>	Kommittédirektiv.
<i>EG</i>	Europeiska gemenskaperna.
<i>EGT</i>	Europeiska gemenskapernas officiella tidning (t.o.m. 2003-01-31). Se även EUT.
<i>Ekometri</i>	Gren av nationalekonomin som med matematiskt-statistiska metoder söker kvantitativt precisera samband mellan olika faktorer i ekonomin.
<i>Elverkningsgrad</i>	Elproduktion dividerat med energiinnehållet i det bränsle som förbrukats under motsvarande tid.
<i>Emission</i>	Utsläpp av ämnen t.ex. luft eller vatten. Kan också vara buller och lukt.

<i>EU</i>	Europeiska unionen.
<i>EUT</i>	Europeiska unionens officiella tidning (fr.o.m. 2003-02-01). Se även EGT.
<i>ex ante</i>	Före händelsen eller åtgärden.
<i>ex post</i>	Efter händelsen eller åtgärden.
<i>Extern effekt</i>	Se externalitet.
<i>Extern kostnad</i>	Avser en kostnad som inte ingår i en privat-ekonomisk kalkyl men som utgör en kostnad för samhället.
<i>Externalitet</i>	Är en icke-prissatt verksamhet som påverkar utomstående utan att de som förestår verksamheten nödvändigtvis behöver ta ekonomisk hänsyn till det. En externalitet kan vara såväl positiv som negativ.
<i>Farligt avfall</i>	Avfall som t.ex. är giftigt, cancerframkallande, explosivt eller brandfarligt (Avfallsförordningen, SFS 2001:1063 4 §).
<i>Förnybar energi</i>	Avser energi från förnybara källor (exempelvis, vind- och solkraft)
<i>Hushållsavfall</i>	Avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall från annan verksamhet (15 kap. 2 § miljöbalken).
<i>Industriavfall</i>	Se verksamhetsavfall.
<i>Insamling</i>	Avser uppsamling, sortering eller blandning av avfall för vidare transport.
<i>Internalisering av kostnader</i>	Principen om att synliggöra de externa kostnaderna så att dessa ingår i de privat-ekonomiska kalkylerna.
<i>Koldioxid-ekvivalenter</i>	Omräkning av olika gasers påverkan på växthuseffekten uttryckt i termer av koldioxid. Omvandlingstalen beror på tids-horisonten.

<i>Kompostering</i>	Avser biologisk behandling där organiskt avfall bryts ned med tillgång till syre (jämför rötning).
<i>Kraftvärme- produktion</i>	Med kraftvärmeproduktion förstås samtidig produktion av värme och skattepliktig elektrisk kraft i en och samma process, om den värme som uppkommer nyttiggörs.
<i>Livscykelanalys (LCA)</i>	Metod för att bedöma miljöpåverkan av en produkt, tjänst eller process under hela dess livslängd.
<i>LSE</i>	Lagen (1994:1776) om skatt på energi.
<i>Marginalkostnad</i>	Avser kostnaden av att öka ett åtagande för en viss aktivitet med en enhet. Exempelvis, kostnaden att öka produktionen med en enhet (ex. st., kg, m ³) eller kostnaden att minska utsläppen med en enhet (ex. ton CO ₂).
<i>Material- återvinning</i>	Avser en form av avfallsbehandling där material från avfall används till att producera nya produkter. Det kan vara material som används i konstruktioner, papper som används för nytillverkning av papper, plast som ersätter fossila råvaror, metaller som återanvänds i metallindustri, näringsämnen som används i jordbruk m.m.
<i>Miljökostnad</i>	En ekonomisk värdering av miljöpåverkan. Denna värdering ska spegla den kostnad som miljöpåverkan innebär för samhället.
<i>Miljöskatt</i>	Avser en skatt vars specifika beskattningsunderlag har tydliga negativa effekter på miljön, eller vars syfte därför är att vissa verksamheter, varor eller tjänster ska beskattas så att miljökostnaderna ingår i priset eller att producenter och konsumenter styrs mot miljövänligare verksamheter. Ett sätt att internalisera miljökostnader.

<i>Mottagningsavgift</i>	Den avgift som avfallsförbränningsanläggningar tar ut för att ta emot avfall.
<i>MRF</i>	Material Recovery Facilities. Anläggningar där en industriell sortering av osorterat avfall sker.
<i>Organiskt avfall</i>	Avser avfall som innehåller organiskt bundet kol. Exempel på organiska material är matrester, gödsel, trädgårdsavfall, papper, trä, plast, olja, m.m. Omfattar brännbart avfall.
<i>Principen om att förorenaren betalar</i>	En princip där kostnaderna för att åtgärda föroreningar ska betalas av den som orsakat dem. Med föroreningar avses i det här sammanhanget den skada som förorenaren orsakar genom att direkt eller indirekt skada miljön, eller genom att skapa förhållanden som leder till en sådan skada på den fysiska miljön eller på naturresurser.
<i>Priselasticitet</i>	Är ett mått som uttrycker hur känslig den efterfrågade eller utbudna kvantiteten av en vara eller tjänst är för prisförändringar.
<i>Processavfall</i>	Se verksamhetsavfall.
<i>Producentansvar</i>	Innebär att de som tillverkar, säljer eller för in varor eller förpackningar har ett ansvar att dessa samlas in, transporteras bort, återvinns, återanvänds eller bortskaffas på ett hälso- och miljömässigt godtagbart sätt när de blivit till avfall.
<i>prop.</i>	Regeringens proposition.

<i>Renbållningsavgift</i>	Den avgift som kommuner tar ut för att finansiera hanteringen av det hushållsavfall som inte omfattas av producentansvar. Avgiften tas ut av fastighetsägaren och fastställs av kommunfullmäktige i enlighet med miljöbalkens bestämmelser. Avgiften skall baseras på självkostnadsprincipen. Det innebär att avgifterna inte får vara högre än vad som krävs för att täcka kostnaderna.
<i>rskr.</i>	Riksdagens skrivelse.
<i>Rötning</i>	Biologisk behandling där organiskt avfall bryts ned utan tillgång till syre (jämför kompostering).
<i>Samhällsekonomisk analys</i>	Metod för att bedöma samhällets totala kostnader och intäkter av olika aktiviteter inklusive dess miljöpåverkan.
<i>SFS</i>	Svensk författningssamling.
<i>SOU</i>	Statens offentliga utredningar.
<i>Transaktionskostnad</i>	Kostnader för att genomföra en transaktion, t.ex. kostnader för att samla information, utvärdera alternativ, förhandla och sluta avtal.
<i>Verksamhetsavfall</i>	Det avfall som genereras av industrier, affärsrörelser, entreprenadverksamheter etc. benämns oftast som verksamhetsavfall. Till skillnad från hushållsavfall är verksamhetsavfall avfall som uppkommer i en verksamhetsutövers regi. Verksamhetsavfall definieras inte i lagtext. Verksamhetsavfall kan i vissa fall kallas för industriavfall, processavfall eller liknande beroende på var avfallet uppstår.
<i>Värmeverk</i>	Energianläggning där värme produceras, vanligen till fjärrvärmenät.
<i>Värmevärde</i>	Den mängd värme som maximalt kan utvinnas vid fullständig förbränning.

Sammanfattning

Inledning

Syftet med denna utredning är att förutsättningslöst analysera den s.k. avfallsförbränningskatten som utgår på förbränning av hushållsavfall. Utredningen har, i enlighet med direktivet, undersökt huruvida avfallsförbränningskatten ger en kostnadseffektiv styrning mot de avfalls-, energi- och klimatpolitiska målen och om skatten i detta avseende kan utformas på ett mer effektivt sätt.

Utredningsarbetet har bl.a. beaktat tidigare relevanta utredningsinsatser, det nya ramdirektivet om avfall och gemenskapsrättens regler om statsstöd i utformningen av det presenterade förslaget.

Eftersom det inte existerar data som möjliggör en ekonometrisk analys av skattens effekter, baseras analysen främst på en granskning av skattens incitamentseffekter samt på intervjuer och diskussioner med branschföreträdare. Det ligger därmed i sakens natur att resultaten som framkommer är kvalitativa.

Utredningen förslår att skatten på förbränning av hushållsavfall avskaffas utan att ersättas med någon annan skatt eller något annat styrmedel. Motiveringen är att skatten inte styr mot de mål som motiverade dess införande. För att kompensera intäktsbortfallet på 226 miljoner kronor föreslår utredningen en generell höjning av koldioxidskatten med cirka 0,83 öre per kg koldioxid.

Avfallsmarknaden

Avfallsmarknaden omfattar ca 1 700-1 800 företag som årligen omsätter i storleksordningen 35-40 miljarder kronor. Den består av en mängd delmarknader med olika karaktär. Verksamheten varierar från småskalig till storskalig, och företagen är mer eller mindre vertikalt integrerade, dvs. ett företag äger företag framför eller bakom det egna företaget i produktionskedjan. Medan vissa marknader har monopolkaraktär är andra konkurrensutsatta. Vissa företag utför såväl insamling som behandling av flera typer av avfall, medan andra företag är enbart inriktade på insamling eller behandling av specifika avfallskategorier, exempelvis farligt avfall.

Landets 290 kommuner ansvarar för insamling, transport, återvinning och bortskaffande av hushållens avfall, utom för de produktslag som omfattas av det lagstadgade *producentansvaret* för förpackningar, returpapper, bilar, däck, elektriska och elektroniska produkter samt batterier. Kommunerna deltar i insamlingen av batterier samt elektriska och elektroniska produkter inom ramen för producentansvaret. Avfall inom producentansvaret kan uppstå både som hushållsavfall och som verksamhetsavfall. Producentansvaret innebär i huvudsak att det är den som tillverkar eller importerar produkter som ska ansvara för att samla in och sedan se till att återanvända, återvinna eller ta hand om avfallet på annat miljövänligt sätt.

Kommunerna har även ansvar för att upprätta en kommunal renhållningsordning som består av avfallsplan och föreskrifter om kommunal avfallshantering. Hanteringen av avfall inom kommunernas ansvar finansieras av separata avgifter till berörda fastighetsägare. Hanteringen finansieras alltså som regel inte via kommunalskatten.

Kommunerna kan själva välja hur de vill organisera sin avfallshantering. När det gäller hushållsavfall, där kommunerna har ansvaret, är privata företag i större utsträckning verksamma inom insamling och transport, medan behandling av hushållsavfall i stor utsträckning omhändertas av offentligt ägda företag. Det finns 53 helägda kommunala bolag och 18 regionbolag inom avfallsområdet. De flesta förbränningsanläggningar och deponier som finns i landet ägs av kommunerna som tillsammans med de kommunala bolagen samt de tre stora energibolagen Fortum, Vattenfall och E.ON äger hela avfallsförbränningskapaciteten. De fem största aktörerna inom

förbränning av hushållsavfall är Fortum, SYSAV, Renova, Tekniska Verken Linköping och Vattenfall.

I miljöbalken definieras *hushållsavfall* som det ”avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall från annan verksamhet”. Med *jämförligt avfall* menas avfall från industrier, affärsrörelser och annan likartad verksamhet som i renhållningssammanhang är jämförligt med avfall som kommer från hushåll. Som exempel kan nämnas avfall från personalmatsalar, restaurangavfall och toalettavfall.

Det avfall som genereras av industrier, affärer, entreprenadverksamheter med flera benämns ofta som *verksamhetsavfall*. Till skillnad från hushållsavfall är verksamhetsavfall avfall som uppkommer i en verksamhetsutövares regi. Verksamhetsavfall definieras inte i lagtext. Verksamhetsavfall kan i vissa fall kallas för industriavfall, processavfall eller liknande beroende på var avfallet uppstår. Verksamhetsavfall hanteras i huvudsak genom privata företag vad gäller insamling och materialåtervinning. Kommunägda aktörer svarar för en betydande del av återvinningen genom förbränning och biologisk behandling samt bortskaffande genom deponering.

I grova drag ökar mängden hushållsavfall proportionellt med ökningen i den privata konsumtionen. Den behandlade mängden hushållsavfall i Sverige 2007 uppgick till ca 4,7 miljoner ton. I den redovisade mängden ingår hushållsavfall och därmed jämförligt avfall som inkluderar:

- Kärn- och säckavfall.
- Grovavfall inklusive trädgårdsavfall.
- Farligt avfall.
- Jämförligt avfall från bl.a. affärer, kontor, industrier och restauranger.
- Den del av hushållsavfallet som omfattas av producentansvar, även om det inte faller under kommunalt renhållningsansvar.

Av detta gick ca 49 % till materialåtervinning inklusive biologisk behandling, ca 46 % gick till avfallsförbränning med energiutvinning, 4 % deponerades. Farligt avfall utgör cirka 1 % av det behandlade hushållsavfallet. Förutom 2,2 miljoner ton hushållsavfall förbränns också 2,3 miljoner ton övrigt avfall, främst verksamhetsavfall.

Avfallspolitikens mål

Avfallsområdet är mycket heterogent till sin natur och starkt berört av ett stort antal avfalls-, miljö-, klimat- och energipolitiska mål. Det är i vissa fall oklart i vilken utsträckning som dessa målsättningar har sin grund i samhällsekonomisk effektivitet eller är ett resultat av andra kriterier. Sambandet mellan mål och medel är ofta diffust.

Den politiska basen för avfallspolitiken inom EU är den s.k. *avfallshierarkin*. Avfallshierarkin innebär att det är viktigast att förhindra att avfall genereras, men om så sker är rangordningen återanvändning, återvinning, förbränning och deponering. Avfallshierarkin går långt tillbaka i tiden, och den har en starkt intuitiv appell. Det kan upplevas som orimligt att förbränna avfall som skulle kunna återvinnas. Därför är det inte förvånande att materialåtervinning har ett starkt politiskt stöd.

Återvinning är emellertid också en resurskrävande och energiintensiv aktivitet, varför det samhällsekonomiska värdet av återvinning är en empirisk fråga. Det är framförallt två aspekter som bryter den samhällsekonomiska effektiviteten i avfallshierarkin:

- Bestämda kvantitativa målsättningar om samma återvinningsgrader för olika produkter leder till mycket varierande marginalkostnader för återvinning, såväl geografiskt inom länder som mellan länder. Detta gäller i särskilt hög grad för lätta material, såsom mjukplast eller material i små mängder, som är speciellt transportkostnads känsliga.
- Med den karaktär som hushållsavfallet har så är marginalkostnaderna, vid höga ambitionsnivåer för utsortering och återanvändning, starkt stigande. Detta implicerar att en alltför strikt tillämpning av avfallshierarkin leder till onödigt höga samhällsekonomiska kostnader, speciellt transportkostnader.

I vilken utsträckning som en alltför strikt tillämpning av avfallshierarkin är konsistent med en effektiv miljöpolitik eller god resurshushållning är uppenbarligen en *politiskt* mycket kontroversiell och känsloladdad fråga, medan det ur ekonomisk synvinkel är en empirisk fråga. Den slutsats som utredningen drar på basis av ett antal studier visar att avvägningen ur *samhällsekonomisk* synvinkel mellan deponering, återvinning och förbränning inte är en fråga om

”antingen eller” utan ”både och”. Eftersom deponering av brännbart avfall är förbjudet inom EU står valet av behandling av genererat hushållsavfall mellan förbränning och materialåtervinning.

Insamling av återvinningsbart material är (som nästan alla andra processer) resursförbrukande, men dessutom energintensiv, och har stigande marginalkostnader, medan avfallsförbränning i grova drag har konstanta marginalkostnader, varför en avvägning måste ske mellan de effekter på resurser och miljö som en ökad materialåtervinning innebär jämfört med förbränning av avfallet. Faktorer som påverkar marginalkostnaden inkluderar bl.a. typ av avfall och rumsliga aspekter, bl.a. i form av höga transportkostnader, speciellt i vissa regioner. Kvantitativa mål för återvinningsnivåer kan lätt leda till mycket höga marginalkostnader. Såväl samhällsekonomiska som miljöpolitiska skäl talar därför för stor försiktighet i ambitionerna för materialåtervinningen.

Mål med existerande skatt

Syftet med införandet av avfallsförbränningsskatten, som utgjorde ett led i den gröna skatteväxlingen, var flerfaldigt. Det övergripande syftet var att gynna den avfallshantering som ansågs miljömässigt och samhällsekonomiskt fördelaktig, men skatten skulle dessutom sträva efter att uppfylla de miljö-, energi- och klimatpolitiska målen.

Av regeringens uttalande i propositionen kan slutsatsen dras att regeringen förutsätter att återanvändning, materialåtervinning och biologisk behandling av hushållsavfall i princip är mer fördelaktigt än förbränning. Metoder för omhändertagande av avfall såsom återanvändning och materialåtervinning (och biologisk behandling) har dock ofta svårt att konkurrera ekonomiskt med avfallsförbränning. Ett av syftena med skatten var därför att göra behandlingsmetoden förbränning relativt dyrare än andra behandlingsmetoder och på så sätt stimulera till ökad återanvändning och materialåtervinning. Eftersom hushållsavfall också innehåller fossilt material medför avfallsförbränningsskatten dessutom att ett pris sätts på de utsläpp av koldioxid som uppkommer vid förbränningen.

Ur energipolitisk synvinkel, och i enlighet med EU:s kraftvärmedirektiv, bör styrningen av det avfall som förbränns ske i enlighet med ”förbränningshierarkin” enligt vilken högeffektiv

kraftvärme är överlägsen lågeffektiv sådan som i sin tur är överlägsen ren värmeproduktion. Skatten utformades därför med starka incitament för förbränning av hushållsavfall i kraftvärmeverk.

Styrmedel i avfallspolitiken

Hushållsavfall har ett antal karakteristika av betydelse för styrmedelsanalyser:

- Det är heterogent – omfattar ett tiotal huvudkomponenter.
- Avfallets sammansättning är dyrt och ekonomiskt orimligt att mäta kontinuerligt. Sammansättningen av säck- och kärlavfall baseras normalt på plockanalyser. Av personliga integritetsskäl kan det vara svårt att genomföra mätningar på hushållsnivå.
- Variansen är stor. Sammansättningen varierar med kommunernas avfallshantering, årstid, vattenhalt, bebyggelse etc.
- Den statistiska osäkerheten är relativt hög eftersom antalet mätningar och plockanalyser är relativt lågt och import- och exportstatistiken outvecklad. Beräkningar av avfallets energinnehåll baseras på matematiska formler vars härledning bygger på innehållet av kol, väte, syre, svavel och aska i delkomponenter av avfallet.
- Beräkningar av avfallets biologiska och fossila innehåll lider av liknande svagheter.

Ur incitaments- och därmed även ur styrmedelssynpunkt har hushållsavfall vissa särdrag:

- I samhället som helhet ökar avfallsvolymen i stort sett proportionellt mot ökningen i privat konsumtion. I grova drag kan vi således betrakta avfallsvolymen som bestämd av den privata konsumtionens utveckling. En förklaring till detta är t.ex. att det enskilda hushållet sällan låter typen av förpackning bestämma valet mellan olika varor eller hur stor del av hushållens budget som går till konsumtion.
- Med undantag för villahushåll, och i viss mån bostadsrättsföreningar, är det svårt, med undantag för pantsystem, att

med ekonomiska incitament direkt påverka mängden hushållsavfall eller hushållens hantering av sitt avfall.

- Ekonomiska incitament som påverkar volym eller vikt på hushållsavfallet, som volym- och viktbaserad renhållningsavgift, kan ge upphov till negativa externa effekter i form av t.ex. olämplig, eller illegal, förbränning av avfall, illegal dumpning av avfall etc. En indikation på detta är att en viktbaserad renhållningsavgift har visat sig reducera mängden insamlat avfall i villaområden i Sverige med ca 20 % utan att övriga registrerade avfallsflöden ökat.
- Moraliska incitament i kombination med korta avstånd och hög tillgänglighet till återvinningsplatser (med s.k. trottoarinsamling som extremfall) torde vare mera betydelsefulla, och mera lämpliga, än ekonomiska som styrmedel för påverkan av hushållens avfallshantering. Speciellt möjligheterna till källsortering är starkt beroende av avfallstjänstens utformning.
- Tillgången till lagringsutrymme, transportmöjligheter etc. utgör viktiga restriktioner för hushållens valmöjligheter.

Dessa aspekter är starkt komplicerande för val av styrmedel. Svårigheten och sannolikt även olämpligheten i att påverka hushållen direkt med ekonomiska incitament (med undantag för pantsystem) utgör själva huvudproblemet i avfallspolitiken. Handhavandet av hushållsavfall på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt får karaktär av kollektiv nytthet, vilket innebär svaga ekonomiska incitament på individnivå. Kostnaderna för avfallshanteringen ingår som regel i hyran, och med dagens "teknologi" är transaktionskostnaderna för individuell mätning och debitering mycket höga. Vad gäller förbränningsskatten är avståndet långt mellan den som debiteras skatten (förbränningsanläggningen) och den som i sista ändan betalar skatten (hushållet).

Hushållsavfallets heterogenitet innebär dessutom att den information som krävs för utformning av optimala skatter och/eller regleringar saknas, och även om denna information existerade så skulle ändå ett betydande övervaknings- och kontrollproblem kvarstå vad gäller hushållens faktiska beteende. Så länge det enskilda hushållet inte kan övervakas och debiteras kvarstår det grundläggande ekonomiska incitamentsproblemet.

Svårigheterna att med ekonomiska incitament styra hushållens avfallshantering uppvägs dock i stor utsträckning av hushållens normbaserade vilja att genom sortering av sitt hushållsavfall bidra till en mera miljövänlig avfallshantering. Ansvar för att effektivt utnyttja och förvalta detta sociala kapital ligger i första hand på kommunerna. Den upprördhet som uppstår då utsorterat hushållsavfall avsett för materialåtervinning, avsiktligt eller av misstag, levereras till avfallsförbränning illustrerar hur snabbt förtroendekapitalet kan eroderas.

Avfallsförbränningskattens konstruktion

Skattebasen för avfallsförbränningskatten utgörs av hushållsavfallens fossila kolinnehåll. Heterogeniteten i hushållens avfall innebär att en tillförlitlig kontinuerlig mätning av kolinnehållet i realiteten är ekonomiskt orimlig. Av denna anledning beräknas det fossila kolinnehållet i hushållsavfallet schablonmässigt till 12,6 % av hushållsavfallens vikt. Denna del beskattas med koldioxid- och energiskatt. Koldioxidskatten uppgick år 2008 nominellt till 3 709 kr per ton fossilt kol, vilket motsvarar 1 011 kronor per ton CO₂ eller ca 467 kronor per ton avfall (givet antagandet om 12,6 % fossilt kolinnehåll). Energiskatten uppgick 2008 till 155 kronor per ton fossilt kol som motsvarar 42 kronor per ton CO₂ eller ca 20 kronor per ton avfall (givet antagandet om 12,6 % fossilt kolinnehåll).

Statens bruttointäkt från skatten 2007 var 370 miljoner kronor. Med bruttointäkt menas i detta fall den inbetalda skatten enligt deklaration med hänsyn taget till skattenedsättningen i kraftvärmeproduktionen men inte till återbetalningar av skatt på värmeleveranser. Återbetalningar under 2007 i form av värmeåterbetalningar (dvs. värme som levererats till tillverkningsindustrin etc.) uppgick till ca 144 miljoner kronor. Under 2007 uppgick nettointäkten av skatten därmed till ca 226 miljoner kronor.

I den utsträckning hushållsavfallet förbränns och förbrukas för framställning av skattepliktig elektrisk kraft tas varken koldioxidskatt eller energiskatt ut. För den del av bränslet som förbrukas för framställning av värme i kraftvärmeproduktion medges skattelättnad, om elverkningsgraden är minst 5 %. Vid den nivån medges befrielse med 19 % av koldioxidskatten. För högre elverkningsgrader än 5 % ökar befrielsen successivt för att vid 15 % eller högre uppgå till 79 %. För energiskattedelen medges 100 % befrielse vid

en elverkningsgrad om minst 5 %. I kronor innebär detta att medan koldioxid- och energiskatten år 2008 för anläggningar utan elproduktion uppgår till 487 kronor per ton hushållsavfall är koldioxidskatten i kraftvärmeproduktion vid 15 % elverkningsgrad (ingen energiskatt utgår) endast ca 98 kronor per ton – en mycket kraftig (80-procentig) reduktion. För den del av bränslet som förbrukas för framställning av skattepliktig elektrisk kraft medges 100 % befrielse från koldioxid- och energiskatt.

Vid värmeproduktionen i ett värmeverk som inte har kraftvärmeproduktion medges ingen skattenedsättning. I den mån industriföretag köper värme från en avfallsförbränningsanläggning får dock anläggningen, i likhet med vad som gäller för övriga bränslen, tillgodoräkna sig den lägre industriskattenivån som gäller för bränslen i värmeproduktion avsedda för industriell verksamhet. Anläggningen får även tillgodoräkna sig den 21-procentiga skattenivån för bränslen i värmeproduktion avsedd för yrkesmässig jordbruks-, skogsbruks-, eller vattenbruksverksamhet.

Sammantaget visar det sig att mer än 95 % av det hushållsavfall som går till förbränning kommer i åtnjutande av (avsevärd) nedsättning av de nominella skattesatserna. Hushållsavfallsförbränningssektorns anpassning till skattenedsättningsreglerna är uppenbarligen extremt god. I genomsnitt uppgår skatten till ca 90 kr per ton förbränt avfall.

Avfallsförbränningskattens måluppfyllelse

Utredningens analyser leder till slutsatsen att det är svårt att spåra några påtagliga styreffekter av förbränningskatten – med ett undantag. Den styr starkt hushållsavfallet till kraftvärmeproduktion i stället för till ren värmeproduktion, medan det skattefria verksamhetsavfallet allokeras till anläggningar för ren värmeproduktion. Härtill har skatten haft små, om ens några, effekter på mängden genererat hushållsavfall eller på graden av materialåtervinning och hittills inte heller på *volymen* kraftvärmeproduktion. Som medel för att uppfylla de avfalls-, miljö-, energi- och klimatpolitiska målen är skatten därmed inte särskilt verkningsfull.

Ute på förbränningsanläggningarna betraktas skatten som extremt krånglig att hantera såväl ur optimerings- som redovisningssynpunkt:

1. Skatten är svår att anpassa sig till genom den relativt komplicerade skattenedsättningsmodellen. Å andra sidan ligger i stort sett samtliga anläggningar över 15 % i elverkningsgrad med undantag för sommarmånaderna med låg värmekonsumtion. Dessutom indikerar omfattningen av skattenedsättningen att den skattestyrdade produktionsoptimeringen fungerar mycket väl.
2. En korrekt redovisning av skatten är i praktiken omöjlig eftersom skattebelastningen i princip är en i tiden kontinuerlig funktion av elverkningsgraden som enbart kan beräknas approximativt. Detta är speciellt komplicerat under sommarmånaderna med låg värmekonsumtion.
3. Underlaget för skattenedsättningen är i praktiken omöjligt att redovisa korrekt. Hushållsavfall förbränns ofta tillsammans med verksamhetsavfall. De skattskyldiga får förlita sig på uppgifter från leverantören av avfallet och själva hålla reda på när de olika leveranserna förbränns. Ofta, och speciellt vid långa transporter, levereras hushållsavfall blandat med verksamhetsavfall. Fördelningen mellan verksamhets- och hushållsavfall är således svårt att korrekt fastställa. Ur skattekontrollsynpunkt är bevisningen, bokstavligen talat, uppeldad.
4. Det merarbete som skatten leder till är omfattande relativt skatteintäkten

Skattedrivna transporter förekommer, där verksamhetsavfall, som inte beskattas, transporteras till värmeanläggningar och hushållsavfall till kraftvärmeanläggningar. Omfattningen av sådana transporter är dock svårt att belägga med statistik, men skatten skapar ekonomiskt utrymme för en ökning av transportavstånden med ca 250-300 km.

I avvägningen mellan förbränning och återvinning bedömer utredningen att den existerande skatten framstår som en rent fiskal skatt, dvs. den saknar nästan helt styreffekter. Den enda helt klara effekten av skatten (förutom en höjning av mottagnings- och renhållningsavgifter) är en omfördelning av avfallet mellan olika förbränningsanläggningar till priset av ökade transportkostnader, vilket innebär ökad miljöpåverkan.

Ett ytterligare och inte obetydligt problem med skatten är att schabloniseringen av hushållsavfallets fossila kolinnehåll, i kombination med tillämpningsområdet för den miljörättsliga definitionen

av sådant avfall, innebär att *särskilt utsorterat träavfall från hushållen träffas av skatt*. Sådant träavfall får därför ett lågt marknadsvärde med betydande avsättningssvårigheter som följd. Det är givetvis principiellt olämpligt att ett rent biobränsle beskattas med koldioxidskatt.

Utredningens förslag

Utredningens föreslår att skatten på förbränning av hushållsavfall avskaffas. Motiveringen är att skatten inte styr mot de mål som motiverade dess införande. Eftersom det inte kan beläggas att skatten haft någon signifikant effekt, med undantag för en omfördelning av hushållsavfallet mellan olika förbränningsanläggningar, bör skatten avskaffas utan att ersättas med någon annan skatt eller något annat styrmedel. För att kompensera intäktsbortfallet på 226 miljoner kronor föreslår utredningen en generell höjning av koldioxidskatten, cirka 0,83 öre per kg koldioxid.

Det ligger i utredningens direktiv att analysera alternativa styrmedel. På basis av tidigare utredningar och analyser av alternativ skatteutformning bedömer utredningen att en reformering av avfallsförbränningsskatten i syfte att förbättra dess måluppfyllelse inte är möjligt utan alltför höga samhällsekonomiska kostnader. **Ur effektivitetssynpunkt framstår därför en skatt på avfallsförbränning som ett (politiskt attraktivt) styrmedel på jakt efter ett väldefinierat mål.**

Eftersom avfallsförbränningsskatten saknar signifikanta styreffekter (med undantag för dess effekt på avfallstransportmönstret, som i sig knappast utgjort ett mål) kräver dess avskaffande inget kompenserrande styrmedel. Enligt utredningens uppfattning saknas vad gäller miljö- och resurspolitiken, med den kunskap vi i dag har, motiv för ytterligare styrning mot ökad materialåtervinning.

Något nytt styrmedel bör därför, enligt utredningens uppfattning, inte heller införas utan en förutsättningslös och grundlig analys av såväl mål som medelseffektivitet. En sådan tidskrävande, och i viss omfattning forskningskrävande, analys av hela avfallspolitiken har inte rymts inom den knappa resurs- och tidsramen för denna utredning, utan uppgiften för denna har varit att ta ställning

till om den nuvarande avfallsförbränningskatten ska avskaffas och eventuellt ersättas med något annat styrmedel.

En förutsättningslös analys av hela avfallspolitiken bör föregås av forskning som belyser olika ekonomisk-institutionella aspekter ifråga om kommunalt beteende, marknadsanalyser, miljöeffekter av olika kommunala renhållningsavgifter och insamlingssystem samt samhällsekonomiska analyser av olika avfallsmål.

Konsekvenser av förslaget

Energipolitiska konsekvenser

Eftersom förbränningskatten framförallt styr avfallsflödet mellan kraftvärmeproduktion och ren värmeproduktion är den viktigaste frågan huruvida det krävs andra styrmedel för att säkerställa en fortsatt hög kraftvärmeproduktion och ett tillvaratagande av möjligheterna till elproduktion i energieffektiva kraftvärmeprocesser vid en utbyggnad av avfallsförbränningskapaciteten.

Den primära incitamentseffekten av ett avskaffande av skatten är att det då blir lönsamt med transportkostnadsminimering, enbart med beaktande av de rent tekniska egenskaperna hos olika förbränningsanläggningar. Hushållsavfall och verksamhetsavfall kan förbrännas där det är mest lämpligt tekniskt sett och med hänsyn till transportkostnaderna. Inom ramen för existerande förbränningskapacitet kommer med hög sannolikhet en omfördelning av avfallet att ske, så att en ökad andel verksamhetsavfall kommer att förbrännas i kraftvärmeverk, medan en ökad andel hushållsavfall kommer att förbrännas i värmeverk. Den som resultat härav ökade energieffektiviteten kan förväntas leda till en mindre ökning i kraftvärmeproduktionen.

Skattens effekter på incitamenten till investeringar i ny kraftvärmekapacitet är svårt att bedöma. Utan skatt beror sådana investeringar primärt på den förväntade elprisutvecklingen och tillgången på avfallsbränsle till konkurrenskraftiga priser. Även utan förbränningskatt är det i dag så pass lönsamt att bygga för elproduktion att i stort sett alla nya anläggningar har turbin och flera äldre värmeanläggningar byggs om till kraftvärme. Enligt utredningens bedömning saknas därför i dag motiv för ytterligare styrning mot kraftvärme om skatten avskaffas, men om så skulle visa sig vara fallet finns i elcertifikatsystemet ett existerande, om än

jämförelsevis svagare, styrmedel som kan utnyttjas för styrning av avfallsflödet.

Miljöpolitiska konsekvenser

Eftersom det inte går att avgöra huruvida skatten varit positiv eller negativ ur miljö- och klimatsynpunkt låter det sig heller inte avgöras om ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten är positiv eller negativ ur miljösynpunkt.

Ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten påverkar relativpriserna mellan olika bränslen. Hushållsavfall bli relativt billigare jämfört med annat verksamhetsavfall, biobränslen och fossila bränslen. På grund av förbränningstekniska aspekter och legala skäl är det dock svårt för anläggningar som inte byggts för förbränning av avfall att konvertera till avfallsförbränning. Utredningen bedömer att andelen hushållsavfall som går till förbränning inte nämnvärt kommer att påverkas om avfallsförbränningsskatten avskaffas.

Ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten eliminerar en stor del av de företagsekonomiska incitamenten att "skatteoptimera" var olika typer av avfall ska förbrännas. Som en konsekvens kommer avfallstransporterna att minska, eftersom det företagsökonomiska incitamentet att styra hushållsavfall till kraftvärme- och verksamhetsavfall till värmeproduktion tas bort. I stället torde avfallet, oavsett typ, gå till den anläggning som ligger närmast, med lämpliga tekniska förutsättningar och kapacitet att ta hand om avfallet.

Avfallspolitiska konsekvenser

Ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten påverkar relativpriset mellan olika behandlingsalternativ för hushållsavfallet. Den tillgängliga statistiken visar dock att avfallsförbränningsskatten inte har haft några betydande effekter på materialåtervinningen. Utredningen bedömer därför att ett avskaffande av skatten inte heller kommer att ha några nämnvärda effekter på densamma.

Det bör också betonas att de politiska målen ifråga om materialåtervinning av hushållsavfall redan är uppfyllda, varför det ur denna synvinkel saknas motiv att ytterligare stimulera materialåtervinningen. Om ett beslut övervägs att öka materialåtervinningen

bör först marginalkostnaden för detta analyseras, för att på så sätt kunna ställas mot den miljöförlust eller miljövinst som uppstår genom en ökad materialåtervinning.

Vår kunskap om kommunalt beteende är begränsad. Därför är det svårt att bedöma i vilken utsträckning som ett avskaffande av skatten övervältras bakåt på hushållen. Det förefaller dock sannolikt att vissa kommuner kommer att utnyttja det budgetutrymme som skapas, genom avskaffandet av skatten, till ökad aktivitet och framförallt finansiera olika åtgärder i syfte att öka hushållens källsortering. Därför kan ett avskaffande av skatten mycket väl ge upphov till väl så starka effekter på återvinningssidan som tänkbara alternativ till skatten. I välvilliga ordalag kan vi betrakta en sådan utveckling som en, via renhållningsavgifterna finansierad, satsning på forskning, utveckling och demonstration inom det högt politiskt prioriterade området förnybar energi.

Kostnadsminskningar för hushåll och näringsliv

Trots det ovan nämnda kan det förväntas att ett slopande av avfallsförbränningskatten innebär att hushållens avfallskostnader minskar något som en direkt konsekvens av lägre kommunala renhållningsavgifter eller indirekt genom lägre hyreshöjningar. Som en konsekvens kommer hushållens disponibla inkomst att öka något. Om denna ökning leder till mer konsumtion kan mängden genererat hushållsavfall öka. Denna ökning kan i det stora hela betraktas som försumbar.

Ett slopande av avfallsförbränningskatten kommer med stor sannolikhet att reducera de administrativa kostnaderna för berörda företag och Skatteverket. Kostnadsminskningen uppskattas till 10-13 miljoner kronor per år.

Avskaffandet av skatten innebär en betydande regelförenkling för berörda förbränningsanläggningar.

Ikraftträdande

Skatten bör kunna slopas från och med den 1 januari 2010.

Summary

Introduction

The purpose of the commission is to objectively analyze the so-called waste incineration tax currently imposed on incineration of household waste. The commission has, in accordance with the given directive, investigated whether the waste incineration tax provides cost-efficient steering toward the objectives of the current Swedish waste, energy, and climate policies and whether the tax can be made more effective in this regard.

Since no data that could enable an econometric analysis of the effects of the tax is available, the analysis is mainly based on a valuation of the incentive effects of the tax, and on interviews and discussions with industry representatives. Consequently, the findings are qualitative. However, this is only a minor problem since the tax seems to have had only small effects.

In the development of the presented proposition, the commission has considered for example previous relevant investigative efforts, the new framework directive on waste, and the rules of Community law regarding state aid.

The commission proposes an abolishment of the tax on incineration of household waste, and that no other tax or policy instrument is implemented in its place. The reason for this proposition is that the tax does not steer toward the objectives that motivated its implementation. In order to compensate the SEK 226 million revenue loss, the commission suggests a general increase of the carbon dioxide tax by about SEK 0.83/kg carbon dioxide.

The waste market

The waste market is quite extensive; 1 700-1 800 businesses together generate approximately SEK 35 000–40 000 million in yearly revenues. The market can be broken down into a number of sub-markets with a variety of characteristics. The operations range from small scale to large scale, and the companies are more or less vertically integrated. While some sub-markets are largely monopolized, others are exposed to competition. While some companies both collect and manage many types of waste, others focus only on collection or management of certain categories of waste, such as hazardous waste.

Sweden's 290 municipalities are responsible for the collection, transportation, recycling, and disposal of household waste, with the exception of the types of products that are covered by the statutory producer responsibility, i.e., packaging materials, waste paper, automobiles, tires, electrical and electronic products, and batteries. Nevertheless, the municipalities do participate in the collection of batteries and electrical and electronic products. Waste that falls under the producer responsibility can be produced by both households and businesses/organizations. The producer responsibility concept mainly implies that parties that manufacture or import affected products are also responsible for the re-use, recycling, or other environmentally friendly management of the resulting waste.

The municipalities are also responsible for developing a municipal waste management code, which consists of a waste plan and regulations concerning municipal waste management. Management of waste that falls under the responsibility of the municipalities is financed through fees imposed on affected property owners, and hence generally not via the municipal tax.

The municipals are free to decide how they want to organize their waste management. When it comes to household waste, where the municipalities carry the responsibility, it is common that private companies are involved in collection and transportation, while public companies tend to manage the treatment. There are 53 wholly-owned municipal companies and 18 regional companies in waste management. Most of the Swedish waste incinerators and landfills are owned by municipalities, who together with the municipal companies and the three big energy companies Fortum, Vattenfall, and E.ON own the entire waste incineration capacity.

The five largest actors in household waste incineration are: Fortum, SYSAV, Renova, Tekniska Verken Linköping, and Vattenfall.

The Swedish Environmental Code defines household waste as the “waste generated by households and comparable waste from other sources.” Comparable waste refers to waste from industries, business enterprises, and other similar activities that in a waste context is comparable to waste generated by households. Waste generated by personnel cafeterias, restaurant waste, and bathroom waste are some examples of this category.

Waste generated by industries, stores, and building and construction companies is often referred to as commercial waste. In contrast to household waste, commercial waste is waste generated as a result of business activities. Commercial waste is not regulated by law, and is sometimes called industrial waste, process waste or something similar depending on where the waste is generated. Commercial waste is mainly managed by private companies when it comes to collection and recycling, while municipally-owned actors are involved in a significant part of recycling through incineration or biological treatment and disposal by deposition.

The amount of household waste generally increases proportionally with an increase in private consumption. The amount of treated household waste in Sweden was 4.7 million metric tons in 2007. This figure includes:

- Waste in bins and bags.
- Bulky waste.
- Hazardous waste.
- Comparable waste from for example stores, offices, industries, and restaurants.
- The share of the household waste that falls under producer responsibility.

Forty-nine percent of this total amount was material recycled, 46 % was incinerated with energy extraction, and 4 % was deposited. One percent is hazardous waste. In addition to the 2.2 million metric tons of household waste that was incinerated, Sweden incinerated 2.3 million metric tons of other types of waste (mainly industrial waste).

The goals of waste management policy

The area of waste management is very heterogeneous, and is strongly affected by a large number of waste, climate, and energy policy targets. It is in some cases not clear whether these targets are based on socio-economic efficiency or on some other criteria. The relationship between ends and means is often unclear.

The so-called waste hierarchy constitutes the political base of the EU waste management policy. The waste hierarchy implies that waste should first of all be prevented from being created in the first place. However, once it has been created, it should primarily be re-used. If this is not possible, it should, in order of preference, be recycled, incinerated, or deposited. The waste hierarchy goes far back in time and has a strong intuitive appeal. It may for example seem unreasonable to incinerate waste that could be re-used or recycled. Hence, it is hardly surprising that material recycling has gained such strong political support. However, it must not be forgotten that material recycling is a resource and energy intensive activity, making a determination of its socio-economic value an empirical matter.

The socio-economic efficiency of the waste hierarchy is reduced mainly by two aspects:

- Predetermined quantitative targets dictating the same recycling rate regardless of product imply significant variation in the marginal costs of recycling, both within and among countries. This is especially true for lightweight materials, such as non-rigid plastic, and for materials in small amounts, since these may be sensitive to transport costs.
- A high ambition level in terms of separation and re-use of household waste causes rapidly increasing marginal costs. This implies that a too strict application of the waste hierarchy may lead to unnecessarily high socio-economic costs (especially transportation costs).

The extent to which a too strict application of the waste hierarchy is consistent with effective environmental policy and efficient resource management is obviously a politically very controversial and emotionally sensitive issue, while from an economic perspective it is a mere empirical matter. The conclusion reached by the commission based on a number of studies is that from a socio-economic

conomic perspective, the allocation between deposition, recycling, and incineration is not an “either/or” trade-off, but rather a “both/and” kind of question. Since deposition of combustible waste is prohibited in the EU, the only options left for this kind of waste are incineration and material recycling.

Collection of recyclable materials is (as almost all other processes) resource demanding, and in addition energy intensive, and also entails increasing marginal costs. The marginal costs of waste incineration on the other hand are fairly constant. This necessitates a careful comparison of (1) the effects of increased material recycling and (2) the effects of waste incineration on resources and the environment. Type of waste and spatial aspects such as high transportation costs, especially in some regions, are some of the factors that affect marginal cost. Quantitative targets for recycling levels can easily lead to very high marginal costs. There are therefore both socio-economic and environmental policy-related reasons why great care must be used when setting the level of ambition for material recycling.

The goal of the existing tax

The introduction of the waste incineration tax, which constituted a part of the so-called green tax exchange, had many purposes. The most predominant was to promote the kind of waste management that was considered environmentally and socio-economically advantageous. However, the tax was also intended to stimulate attainment of the declared objectives of Sweden’s energy, climate, and environmental policies.

From the government’s statement in the proposition, it can be concluded that they (the government) presuppose that re-use, material recycling, and biological treatment of household waste is generally more beneficial than incineration. However, these methods of waste management cannot generally compete economically with waste incineration. One of the purposes with the tax was therefore to make the method of incineration relatively more expensive compared to the other methods and thereby stimulate re-use and material recycling. In addition, household waste contains fossil material, and the waste incineration tax therefore implies a price on the CO₂ emissions resulting from incineration.

From an energy policy perspective, and in accordance with the EU Co-generation of Heat and Power (CHP) Directive, steering of waste for incineration must be done according to the incineration hierarchy; i.e., high-effect co-generation is better than low-effect co-generation, which in turn is better than pure heat production. The tax was therefore designed with strong incentives for incineration of waste in combined power and heat plants.

Waste policy instruments

Some characteristics of household waste are of importance in analyses of policy measures:

- It is heterogeneous (it consists of about ten main components).
- Its composition is expensive and economically unreasonable to measure continuously. The composition of bin and bag waste is normally estimated based on so-called pick-analyses. Due to personal integrity reasons, these analyses can be difficult to perform at the household level.
- The variance is large. The composition varies with municipal waste management, season, water content, types of buildings in the area, etc.
- The statistical uncertainty is relatively high since the numbers of measurements and pick-analyses are relatively low and since the import and export statistics are undeveloped. Estimations of the energy content of waste are based on mathematical formulas derived from the contents of carbon, hydrogen, oxygen, sulfur, and ash in sub-components of waste.
- Estimations of the fossil and biological contents of waste suffer from similar weaknesses.

Looked at from an incentive and therefore an instrument perspective, some aspects are unique to household waste:

- The amount of waste increases roughly proportionally to an increase in private consumption. Thus, the amount of waste is largely determined by the development of private consumption. One explanation to this is that an average household rarely lets the type of packaging decide which product to buy, and another

is that it does not usually determine what proportion of its budget should be spent on consumption.

- With the exception of households in a single-family house, and to a certain degree housing associations, it is difficult to use economic incentives to affect the amount of household waste or how households handle their waste (except through a deposit-refund system).
- Economic incentives that affect the volume or weight of household waste, such as a volume- or weight-based waste collection fee, may have negative external effects such as improper and/or illegal burning of waste and illegal dumping of waste. One indication of this is that a weight-based waste collection fee has been shown to reduce the amount of collected waste in Swedish single-family housing areas by about 20 % while other registered waste flows have not increased.
- Moral incentives combined with short distances and high accessibility to recycling stations (with so-called sidewalk collection as an extreme case) could be expected to be more meaningful, and therefore more appropriate, than economic incentives as instruments to affect waste management among households. The opportunities for waste sorting are strongly related to the design of the waste collection service.
- Access to storage space, transportation options, etc. may restrict the choices available to households.

These aspects make the choice of instruments very complicated. In fact, the difficulty and probably also the impropriety of influencing households directly with economic incentives (with the exception of a deposit-refund system) constitute the main problem in waste management policy. Managing waste in a socio-economically efficient manner has the characteristics of a public good, which implies weak economic incentives at the individual level. The costs of waste management are usually included in housing rents, and the present-day level of technology makes the transaction costs of measurement and fee determination at the individual level very high. In terms of the waste incineration tax, the distance is great between those whom the tax is imposed on (the waste incineration plants) and those who in the end actually pay the tax (households).

The heterogeneity of household waste also implies that the information needed to design optimal taxes and/or regulations is missing; in fact, even if this information did exist, we would still be stuck with a significant problem of monitoring and controlling household behavior. As long as households can not be monitored and debited individually, the basic economic incentive problem remains.

However, the difficulties involved in using economic incentives to influence waste management among households are largely compensated for by the households' norm-based willingness to contribute to more environmentally friendly waste management through waste sorting. It is mainly the responsibility of the municipalities to effectively take advantage of and administer this social capital. The anger and public disappointment that arise when waste sorted out for recycling is sent to incineration, purposely or accidentally, illustrate how quickly trust capital can be eroded.

The design of the waste incineration tax

The waste incineration tax is based on the fossil carbon content of household waste. However, the heterogeneity of household waste makes any reliable continuous carbon measurement economically unreasonable. For this reason, the figure used to calculate fossil carbon content of household waste has simply been set to 12.6 % of the weight. The resulting amount of carbon in waste is subject to both CO₂ and energy taxation. The nominal CO₂ tax in 2008 was SEK 3 709 per metric ton of fossil carbon, which corresponds to SEK 1 011 per metric ton of CO₂ or about SEK 467 per metric ton of waste. The energy tax in 2008 was SEK 155 per metric ton of fossil carbon, which corresponds to SEK 42 per metric ton of CO₂ or about SEK 20 per metric ton of waste.

The gross incineration tax revenue in 2007 was SEK 370 million. Gross tax revenue here means the taxes paid according to filed tax returns minus the tax reductions related to combined power and heat production but not minus refunds of taxes paid for heat delivered to industries. The latter amounted to about SEK 144 million in 2007, thus resulting in net revenues of SEK 226 million.

No energy or CO₂ tax is charged when household waste is incinerated and consumed to produce taxable electrical power. If the efficiency of electricity generation is at least 5 %, there is a tax

relief for fuel (waste) consumed to produce heat at combined power and heat plants. At this level of efficiency, there is a CO₂ tax relief of 19%. The tax relief then increases gradually as the efficiency level increases, and reaches 79% at an efficiency level of 15%. As far as the energy tax, there is complete exemption at electricity efficiency levels above 5%. Counted in money, this means that in 2008 the CO₂ tax and the energy tax totaled SEK 487 per metric ton of household waste for incineration plants without production of electricity, while the CO₂ tax (there is no energy tax) in combined power and heat production is only about SEK 98 per metric ton if the efficiency of electricity generation is 15% – hence a very large reduction (80%).

No tax reduction is granted for heat production at plants that do not combine power and heat production. However, when industrial companies buy heat from a waste incineration plant, the plant (as with other types of fuel) pays the lower industrial tax rate for that heat; i.e., a 21% CO₂ tax. The plant can also use this rate for fuels used to produce heat for professional agriculture, aquaculture, and forestry.

All in all, 95% of all incinerated household waste is subject to the mentioned tax reductions or tax exemptions. The net average tax is about SEK 90/ton. This means that the ability of the household waste incineration sector to adjust to the tax reduction regulations is extremely good.

Target achievements of the waste incineration tax

The commission's analyses lead to the conclusion that no significant steering effects of the waste incineration tax can be seen – with one exception: it clearly allocates household waste to combined power and heat production instead of to heat-only production, while the tax exempt commercial waste is allocated to plants for heat-only production. In addition, the tax has had only small effects, if any, on the amount of generated household waste, on the degree of material recycling, and so far also on the volume of combined power and heat production. As an instrument to achieve Sweden's waste-, environmental-, energy-, and climate-policy objectives, the tax is therefore not very effective.

The waste incineration plants generally perceive the tax as extremely difficult to handle, both from an optimization and an accounting perspective:

1. The tax is hard to adjust to due to its relatively complicated tax reduction model. On the other hand, nearly all plants have an efficiency of electricity generation that is higher than 15% except for in the summer months when the consumption of heat is low. In addition, the extent of the tax reduction indicates that the tax-driven production optimization works very well.
2. A correct account of the tax is impossible in practice since the tax burden is really a time-continuous function of the efficiency of electricity generation, which can only be approximated. This is particularly difficult during summer months with low heat consumption.
3. The basis for the tax reduction is impossible to account for accurately. Household waste is commonly incinerated together with commercial waste. The plants liable for the tax have to rely on information from the waste suppliers and then keep track of when the different shipments are burned. Household waste is oftentimes delivered mixed with commercial waste, especially in connection with long-distance transports. The respective proportions of household and commercial waste are consequently difficult to determine. From a tax audit point of view, it is fair to say that the evidence gets, literally, burnt up.
4. The extra work that the tax calls for is quite extensive relative to the revenue it generates.

Tax-driven transports where commercial waste (which is not taxed) is shipped to heat-only plants and household waste is shipped to combined power and heat plants do occur. Although the extent of these transports is difficult to back up with statistics, the tax does create economic space for an increase of transport distances equal to about 250-300 km.

The commission finds that the existing waste incineration tax appears to be a purely fiscal tax; i.e., it almost entirely lacks steering effects. The only clear effect of the tax (other than increased waste reception and management fees) is a reallocation of waste among different incineration plants at the cost of increased transportation costs, which implies increased environmental stress.

Another not insignificant problem with the tax is that the grossly simplified estimation of carbon content in household waste, combined with the scope of application of the definition of such waste according to environmental law, imply that sorted wood waste (e.g., scrapped furniture) from households ends up being taxed. Consequently, the market value of this kind of wood waste decreases, in turn resulting in sales difficulties. It is obviously principally inappropriate that the CO₂ tax is imposed on a pure biofuel.

The commission's proposition

The commission proposes that the household waste incineration tax be abolished. The reason is that the tax does not serve as an instrument to reach the targets that motivated its implementation. Therefore, the commission proposes that the tax be abolished without replacing it with another tax or policy instrument. To compensate for the SEK 226 million in lost revenues, the commission proposes a general increase of the CO₂ tax by about SEK 0,83 per kg CO₂.

The commission has been instructed to analyze alternative policy instruments. Based on previous investigations and analyses of alternative tax measures, the commission concludes that a reformation of the waste incineration tax aimed to improve its level of target achievement is not possible without incurring unacceptably high socio-economic costs. **Therefore, from an efficiency standpoint this well-intended (and politically attractive) tax appears to in the end fall short of a well-defined target.**

Moreover, since the waste incineration tax lacks significant steering effects (with the exception of its effects on waste transportation patterns, which has never been stated as a policy objective), it can not be argued that its abolishment calls for a compensating instrument to be implemented.

It is in this context also important to point out that it is the commission's belief that no new instrument should be implemented without first objectively and thoroughly analyzing both its target and the effectiveness of the means. Such a time consuming, and to some extent research intensive, analysis of the entire Swedish waste management policy has not been possible to carry

out within the very restricted resource and time frame available to the commission. Rather, the task of the commission has been to develop a position regarding whether the Swedish waste incineration tax should be abolished and, if so, whether it should be replaced with a different policy instrument.

An unbiased analysis of the entire waste policy should be preceded by research that sheds light on economic-institutional aspects in terms of municipality behavior, market analyses, environmental effects of different municipal waste-collection fees and waste-collection systems, and socio-economic analyses of various waste policy objectives. It is the opinion of the commission that, based on our current level of knowledge, motives for further steering in the area of waste management are lacking.

Consequences of the proposition

Consequences in terms of energy policy

Since the incineration tax primarily steers the allocation of waste between combined power and heat production and heat-only production, the most important question is whether other instruments are needed in order to secure a continued high combined power and heat production and to take advantage of the possibilities of producing electricity through efficient combined power- and heat-producing processes when Sweden makes additions to its waste incineration capacity.

The primary incentive effect of an abolishment of the tax would be that transportation cost minimization would then become profitable by only considering the technical characteristics of different incineration plants. Both household waste and commercial waste could be incinerated where it is most appropriate technically and in consideration of the involved transportation costs. A reallocation of waste within the framework of the existing incineration capacity would be expected; an increased share of commercial waste would be incinerated in combined power and heat plants and an increased share of household waste would be incinerated in heat-only plants. The resulting increase in energy efficiency would be expected to result in a small increase in the combined power and heat production.

The incentives provided by the tax to invest in new combined power and heat production capacity are difficult to estimate. With-

out a tax, these kinds of investments depend primarily on the expected development of electricity prices and on the supply of competitively priced waste fuel. Today it is profitable, even without tax incentives, to build combined heat and power instead of heat-only plants. Thus, almost all new plants have a turbine, and, moreover, several existing heat-only plants have converted or are converting to combined heat and power. The commission's opinion is hence that there are currently no reasons for further steering toward combined power and heat production after the tax has been abolished. However, if a need were to arise, then the already existing electricity certificate system (although comparatively weaker) could be used to control the flow of waste.

Consequences in terms of environmental policy

Since it cannot be determined whether the tax has been positive or negative from an environmental or a climate point of view, it cannot be determined whether an abolishment of the tax would have positive or negative environmental effects.

An abolishment of the waste incineration tax would affect the relative prices of different fuels. Household waste would become relatively cheaper compared to commercial waste, biofuels, and fossil fuels. However, due to technical and legal reasons, it is difficult for plants that were not built to perform waste incineration to convert to this activity. The commission concludes that the share of all household waste that is incinerated would not change with an abolishment of the tax.

An abolishment of the waste incineration tax would eliminate a large proportion of the microeconomic incentives to "tax optimize" where to ship different kinds of waste for incineration. Waste transportation would decrease as a consequence, since the economic incentives to steer household waste toward combined power and heat production and commercial waste to heat-only production would no longer exist. The waste would instead, regardless of type, go to the plant with the nearest location and with the technical ability and capacity to accept the waste.

Consequences in terms of waste policy

An abolishment of the waste incineration tax would affect the relative prices of different household waste treatment alternatives. The available statistics show, however, that the tax has not had any significant effects on material recycling. The commission therefore concludes that an abolishment of the tax would not have any significant effects in this regard.

It also needs to be emphasized that the policy objectives stated for material recycling of household waste have already been achieved, suggesting that further stimulation of material recycling can not be motivated from a waste policy perspective. Before deciding whether to increase material recycling further, the marginal cost of doing so needs to be analyzed. This is necessary in order to weigh the marginal cost against the environmental loss/gain that would result from increased material recycling.

Our knowledge about municipal behavior is limited. It is therefore difficult to assess to what extent an abolishment of the tax would be transferred back to the households. However, it seems likely that some municipalities would use the resulting budget space to increase activity, and primarily to finance measures to increase waste sorting by households. An abolishment of the tax may therefore very well affect recycling to the same extent as possible alternatives to the tax. We may in favorable terms describe this development as a promotion of research, development, and demonstration within the highly politically prioritized area of renewable energy.

Cost reductions for households and businesses

Despite the speculations above, it can be expected that an abolishment of the waste incineration tax would reduce the households' waste costs somewhat, either as a direct effect of reduced municipal waste collection fees or indirectly through lower rent increases.

As a consequence, their disposable incomes would increase. If this in turn would lead to increased consumption, the amount of household waste would increase accordingly. However, in the big picture, this increase can be regarded as negligible.

An abolishment of the waste incineration tax would most likely reduce the administrative costs for the affected businesses and for

the Swedish Tax Agency. The total cost decrease is estimated at SEK 10–13 million per year.

Abolishment of the tax would imply a significant simplification for the affected incineration plants.

Effective date

It should be possible to abolish the tax on 1 January 2010.

Författningsförslag

1 Förslag till lag om ändring i lagen (1994:1776) om skatt på energi

Härigenom föreskrivs i fråga om lagen (1994:1776) om skatt på energi¹

dels att 2 kap. 4 a §, 4 kap. 14 § och 5 kap. 4 a § ska upphöra att gälla,

dels att 1 kap. 2 § och 2 kap. 10 § ska ha följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

1kap

2 §²

Energiskatt *skall* betalas för bränslen som anges i 2 kap. 1, 1 a och 3–4 a §§. Koldioxidskatt *skall* betalas för bränslen som anges i 2 kap. 1 och 3–4 a §§. Svavelskatt *skall* betalas på svavelinnehållet i bränslen som anges i 3 kap. 1 §. Bestämmelser om dessa skatter finns i 2–10 kap.

Energiskatt *ska* betalas för bränslen som anges i 2 kap. 1, 1 a, 3 och 4 §§. Koldioxidskatt *ska* betalas för bränslen som anges i 2 kap. 1, 3 och 4 §§. Svavelskatt *ska* betalas på svavelinnehållet i bränslen som anges i 3 kap. 1 §. Bestämmelser om dessa skatter finns i 2–10 kap.

Bestämmelser om skatt på elektrisk kraft finns i 11 kap.

¹ Senaste lydelse av

2 kap. 4 a § 2007:1387

4 kap. 14 § 2006:592

5 kap. 4 a § 2006:592.

² Senaste lydelse 2006:592.

2 kap10§³

För kalenderåret 2009 och efterföljande kalenderår ska energiskatt och koldioxidskatt betalas med belopp som efter en årlig omräkning motsvarar de i 1 och 4 a §§ angivna skattebeloppen multiplicerade med det jämförelsetal, uttryckt i procent, som anger förhållandet mellan det allmänna prisläget i juni månad året närmast före det år beräkningen avser och prisläget i juni 2007.

För kalenderåret 2009 och efterföljande kalenderår ska energiskatt och koldioxidskatt betalas med belopp som efter en årlig omräkning motsvarar de i 1 § angivna skattebeloppen multiplicerade med det jämförelsetal, uttryckt i procent, som anger förhållandet mellan det allmänna prisläget i juni månad året närmast före det år beräkningen avser och prisläget i juni 2007.

Regeringen fastställer före november månads utgång de omräknade skattebelopp som enligt denna lag ska tas ut för påföljande kalenderår. Beloppen avrundas till hela kronor och ören.

Denna lag träder i kraft den 1 januari 2010. Äldre bestämmelser gäller fortfarande för förhållanden som hänför sig till tiden före ikraftträdandet.

³ Senaste lydelse 2007:1387.

2 Förslag till lag om ändring i skattebetalningslagen (1997:483)

Härigenom föreskrivs att 3 kap. 1 § skattebetalningslagen (1997:483) ska ha följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

3
1§⁴

Skatteverket *skall* registrera Skatteverket *ska* registrera

1. den som är skyldig att göra skatteavdrag enligt 5 kap. eller betala arbetsgivaravgifter,

2. den som är skattskyldig enligt mervärdesskattelagen (1994:200), med undantag av en sådan mervärdesskattegrupp som avses i 6 a kap. 1 § mervärdesskattelagen och av den som är skattskyldig endast på grund av förvärv av sådana varor som anges i 2 a kap. 3 § första stycket 1 och 2 nämnda lag,

3. den som är grupphuvudman,

4. den som har rätt till återbetalning av ingående mervärdesskatt enligt 10 kap. 9–13 §§ mervärdesskattelagen,

5. den som gör sådant gemenskapsinternt förvärv som är undantaget från skatteplikt enligt 3 kap. 30 d § första stycket mervärdesskattelagen,

6. den som är skattskyldig och redovisningsskyldig enligt lagen (1972:266) om skatt på annonser och reklam, och

7. den som är skattskyldig enligt

a) lagen (1972:820) om skatt på spel,

b) 4 § första stycket 1 lagen (1984:409) om skatt på gödselmedel,

c) lagen (1984:410) om skatt på bekämpningsmedel,

d) lagen (1990:1427) om särskild premieskatt för grupplivförsäkring, m.m.,

e) lagen (1991:1482) om lotteriskatt,

f) 10, 13 eller 15 § eller 16 § första stycket eller 38 § 1 lagen (1994:1563) om tobaksskatt,

g) 9, 12, 14 eller 15 § lagen (1994:1564) om alkoholskatt,

⁴ Senaste lydelse 2007:462.

- | | |
|--|--|
| <p>h) 4 kap. 3, 6, 8 eller 9 §, 12 § första stycket 1 <i>eller</i> 14 § eller 11 kap. 5 § första stycket 1 eller 2 lagen (1994:1776) om skatt på energi,</p> <p>i) lagen (1995:1667) om skatt på naturgrus,</p> <p>j) lagen (1999:673) om skatt på avfall,</p> <p>k) lagen (2000:466) om skatt på termisk effekt i kärnkraftsreaktorer, eller</p> <p>l) lagen (2007:460) om skatt på trafikförsäkringspremie m.m.</p> <p>Om skatt <i>skall</i> betalas enligt 23 kap. 3 c eller 3 d § av ett ombud för en generalrepresentation eller av en skatterepresentant för en utländsk försäkringsgivare, <i>skall</i> ombudet respektive representanten registreras i stället för försäkringsgivaren.</p> | <p>h) 4 kap. 3, 6, 8 eller 9 § eller 12 § första stycket 1 <i>eller</i> 11 kap. 5 § första stycket 1 eller 2 lagen (1994:1776) om skatt på energi,</p> <p>i) lagen (1995:1667) om skatt på naturgrus,</p> <p>j) lagen (1999:673) om skatt på avfall,</p> <p>k) lagen (2000:466) om skatt på termisk effekt i kärnkraftsreaktorer, eller</p> <p>l) lagen (2007:460) om skatt på trafikförsäkringspremie m.m.</p> <p>Om skatt <i>ska</i> betalas enligt 23 kap. 3 c eller 3 d § av ett ombud för en generalrepresentation eller av en skatterepresentant för en utländsk försäkringsgivare, <i>ska</i> ombudet respektive representanten registreras i stället för försäkringsgivaren.</p> |
|--|--|

Denna lag träder i kraft den 1 januari 2010. Äldre bestämmelser gäller fortfarande för förhållanden som hänför sig till tiden före ikraftträdandet.

1 Inledning

1.1 Uppdraget

Enligt kommittédirektivet (Dir. 2008:1) har utredaren att förut-sättningslöst analysera den s.k. avfallsförbränningskatten. Mer specifikt åligger det utredaren att analysera om avfallsförbrännings-skatten är ett samhällsekonomiskt lämpligt energi- och miljö-politiskt styrmedel och om skatten på ett kostnadseffektivt sätt styr mot de *avfalls-, energi- och klimatpolitiska* målen, och om så inte är fallet föreslå ändringar av skatten. Vidare åligger det utreda-ren att utreda om det finns andra styrmedel som på ett kostnads-effektivt sätt styr mot nämnda mål och om sådana styrmedel kan användas i stället för eller i kombination med en reformerad avfallsförbränningskatt. Om analysen visar att en avfallsförbrän-ningskatt inte på ett kostnadseffektivt sätt kan bidra till de nämnda målen, står det utredaren fritt att föreslå att skatten ska avskaffas. Om utredaren föreslår att skatten sänks eller avskaffas ska utredaren lämna förslag till finansiering av det inkomstbortfall som då orsakas.

Utredaren ska lämna de förslag till författningsreglering som övervägandena ger upphov till. Utredaren ska beakta förslagets konsekvenser för näringslivet och utforma förslaget så att företa-gens administrativa kostnader kan hållas så låga som möjligt.

Utredningsarbetet ska i sin analys av ekonomiska styrmedel utgå från följande förutsättningar:

- Miljöskatter och andra ekonomiska styrmedel ska utformas på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt och med hänsyn till medborgarnas förutsättningar (jfr prop. 2007/08:1, volym 1, s. 40 f.).
- Miljö- och energimålsättningar ska nås till en så låg kostnad för samhället som möjligt, det vill säga, kostnadseffektivitet ska uppnås.

- Kostnaderna för att uppnå ett mål ska relateras till miljönyttan (i form av minskade skadekostnader). Så länge åtgärdens marginalnytta överstiger dess marginalkostnad är den samhällsekonomiskt motiverad.

Vid den slutliga utformningen ska även icke-ekonomiska förutsättningar vägas in som exempelvis:

- De nationella miljö kvalitetsmålen (framför allt Begränsad klimatpåverkan, Giftfri miljö och God bebyggd miljö).
- Miljöbalkens allmänna hänsynsregler (försiktighetsprincipen, principen om att förorenaren ska betala och produktvalsregeln).
- Revideringen av ramdirektivet om avfall (2006/12/EG).
- Gemenskapsrättens regler om statsstöd, särskilt Gemenskapens riktlinjer om statligt stöd till skydd för miljön.
- Grönboken för marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och näraliggande politikområden.
- Eventuella relevanta förändringar i energiskattedirektivet (2003/96/EG).

Utredaren ska även följa det arbete som pågår inom Regeringskansliet med syfte att föreslå vissa ändringar av de ekonomiska styrmedlen så att de utformas på ett sätt som förbättrar effektiviteten av den förda miljö- och energipolitiken (prop. 2007/08:1, volym 1, s. 120).

Vidare ska tidigare utredningsinsatser samt deras remissyttranden beaktas såsom:

- Skatt på avfall i dag – och i framtiden (SOU 2002:9).
- En BRASkatt? – beskattning av avfall som förbränns (SOU 2005:23).

1.2 Arbetsgång

Utredningen bedrivs i form av en enmansutredning med en expertgrupp knuten till utredningsarbetet. Expertgruppen består av representanter från berörda departement, myndigheter och branschorganisationer. Utredningsarbetet har bedrivits på sedvanligt vis. Utredningen i sin helhet har haft 7 sammanträden där följande experter ingått:

- Johan Fall (Svenskt Näringsliv)
- Henrik Hammar (Finansdepartementet)
- Annika Helker Lundström (Återvinningsindustrierna)
- Kristina Holmgren (Energimyndigheten)
- Anna Johannesson Magnusson (Skatteverket)
- Erik Larsson (Svensk Fjärrvärme)
- Ulrika Lindstedt (Naturvårdsverket)
- Cecilia Mauritzon (Finansdepartementet)
- Christina Oettinger Biberg (Näringsdepartementet)
- David Strömberg (Miljödepartementet)
- Weine Wiqvist (Avfall Sverige)

Under arbetets gång har ordförande och sekretariat haft kontakter med branschorganisationerna Avfall Sverige, Svensk Fjärrvärme, Trä- och Möbelindustriförbundet (TMF), Återvinningsindustrierna, företaget SYSAV i Malmö samt Cementa. Tomas Ekvall (IVL), Eva Myrin (Vafab Miljö) och Annegrete Bruvoll (statistiska centralbyrån i Norge) har varit föredragshållare vid olika expertgruppsmöten. Utredningsarbetet presenterades vid Avfall Sveriges höstmöte.

2 Politiska utgångspunkter

2.1 Inledning

Avfallsförbränningsskatten ska generellt sett gynna den avfallshandling som är miljömässigt och samhällsekonomiskt fördelaktig (*Beskattning av visst hushållsavfall som förbränns, m.m.* Prop. 2005/06:125 s. 35). På samma sida sägs att avfallsförbränning med energiutvinning är en metod för att hantera sådant avfall som inte lämpar sig för materialåtervinning eller biologisk behandling. I korthet avser avfallsförbränningsskatten att styra mot de avfalls-, klimat- och energipolitiska målen som bl.a. syftar till att öka materialåtervinningen, minska koldioxidutsläppen och öka kraftvärmeproduktionen. Dessutom åsyftas konkurrensneutralitet mellan avfallsbränslet och andra fossila bränslen som beskattas enligt Lagen (1994:1776) om skatt på energi (LSE).

2.2 Redogörelse av relevanta politiska mål

2.2.1 Sveriges miljö kvalitetsmål

Allmänt om miljö kvalitetsmålen

Riksdagen har sedan 1999 antagit 16 mål för miljö kvaliteten inom olika områden, de s.k. miljö kvalitetsmålen.¹ Miljö kvalitetsmålen syftar till att:

- Främja människors hälsa
- Värna den biologiska mångfalden och naturmiljön
- Ta till vara kulturmiljön och de kulturhistoriska värdena

¹ Prop. 1997/98:145, bet. 1998/99: MJU6, rskr. 1998/99:183 och prop. 2004/05:50, bet. 2005/06: MJU3, rskr. 2005/06:48–49.

- Bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga
- Trygga en god hushållning med naturresurserna.

Målen beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. Regeringen har inrättat ett *Miljömålsråd*² som ansvarar för uppföljning av miljökvalitetsmålen. Med avseende på avfallsförbränningskatten är i huvudsak följande miljökvalitetsmål av intresse:

Begränsad klimatpåverkan

Halten av växthusgaser i atmosfären ska, i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar, stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig. Målet ska uppnås på ett sådant sätt och i en sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras. Sverige har tillsammans med andra länder ett ansvar för att det globala målet kan uppnås.

Giftfri miljö

Miljökvalitetsmålet *Giftfri miljö* bör, enligt riksdagens beslut, i ett generationsperspektiv innebära bland annat följande:

- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrundsnivåerna.
- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll och deras påverkan på ekosystemen försumbar.
- All fisk i Sveriges hav, sjöar och vattendrag är tjänlig som människoföda med avseende på innehållet av naturfrämmande ämnen.
- Den sammanlagda exponeringen i arbetsmiljö, yttre miljö och inomhusmiljö för särskilt farliga ämnen är nära noll och för övriga kemiska ämnen inte skadliga för människor.
- Förorenade områden är undersökta och vid behov åtgärdade.

² En sammanställning av vilka organisationer och personer som ingår i Miljömålsrådet finns på <http://www.miljomal.nu/>.

God bebyggd miljö

Städer, tätorter och annan bebyggd miljö ska utgöra en god och hälsosam livsmiljö samt medverka till en lokalt och globalt god miljö. Natur- och kulturvärden ska tas tillvara och utvecklas. Byggnader och anläggningar ska lokaliseras och utformas på ett miljöanpassat sätt och så att en långsiktigt god hushållning med mark, vatten och andra resurser främjas.

Åtgärdsstrategier

Riksdagen har fastställt att arbetet med att nå de 16 miljökvalitetsmålen ska koncentreras i tre strategier (www.miljomal.nu):

- En strategi för effektivare energianvändning och transporter – för att minska utsläppen från energi- och transportsektorerna.
- En strategi för giftfria och resurssnåla kretslopp som innefattar ett miljöorienterat produktval – för att skapa energi – och materialsnåla kretslopp och för att minska de diffusa utsläppen av miljögifter.
- En strategi för hushållning med mark, vatten och bebyggd miljö – för ökad hänsyn till biologisk mångfald, kulturmiljö och människors hälsa, för god hushållning med mark och vatten, miljöanpassad fysisk planering och hållbar bebyggelsestruktur.

2.2.2 Klimatpolitiska mål

EU:s energi- och klimatpaket

Vid Europeiska rådets möte i mars 2007 fattades beslut om en integrerad klimat- och energipolitik. I centrum för beslutet stod ett övergripande klimatmål om att minska unionens utsläpp av växthusgaser med 20 % till 2020. Europeiska rådet antog också ett mål om att 20 % av totala energianvändningen i EU ska baseras på förnybara energikällor 2020. En viktig bevekelsegrund för målet var ökad försörjningstrygghet. Vid toppmötet fattades även beslut om bindande mål om 10 % förnybar energi i transporter och om ett icke bindande mål om 20 % energieffektivisering till 2020.

Den 23 januari 2008 presenterade kommissionen sitt energi- och klimatpaket som bl.a. innehåller följande fyra förslag:

- Ändring av Direktiv 2003/87/EC i avsikt att förbättra och utvidga EU:s system för handel med utsläppsrätter,
- beslut om medlemsstaternas åtaganden och interna ansvarsfördelning rörande utsläppsminskningar av växthusgaser för att möta gemenskapens åtaganden för 2020,
- direktiv om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor,
- direktiv om lagring och avskiljning av koldioxid

En preliminär överenskommelse om de fyra rättsakterna nåddes vid Europeiska rådets möte den 11–12 december 2008. Europaparlamentet gav vid omröstning i plenum stöd till överenskommelsen om klimat- och energipaketet den 17 december 2008.

Nationella mål

I mars 2008 överlämnade Klimatberedningen sitt slutbetänkande *Svensk klimatpolitik* (SOU 2008:24). I slutbetänkandet presenterades revideringsförslag för miljökvalitetsmålet *Begränsad klimatpåverkan* som har remissbehandlas, och regeringen avser lägga fram en klimatproposition under våren 2009.

Regeringen skriver i budgetpropositionen 2008/09:1 (s. 15) att utgångspunkten för regeringens klimatarbete är regerings- och statschefernas beslut om utsläppsminskningar inom EU och att Sverige ska minska utsläppen enligt sin andel av EU:s åtagande. Regeringen väntas presentera en klimat- och energiproposition under 2009 med förslag som bidrar till att Sverige uppfyller sin del av EU:s klimat- och energipolitiska mål och att Sverige ska vara ledande i det internationella klimatarbetet.

2.2.3 Avfallspolitiska mål

Särskilt om miljökvalitetsmålet *God bebyggd miljö*

Miljökvalitetsmålet *God bebyggd miljö* har som delmål (delmål 5) att den totala mängden genererat avfall inte ska öka, och den resurs som avfall utgör ska tas till vara i så hög grad som möjligt samtidigt som påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras. Särskilt gäller att:

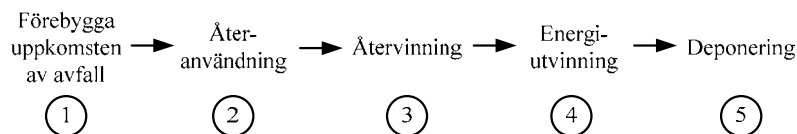
1. Mängden deponerat avfall exklusive gruvavfall ska minska med minst 50 % till år 2005 räknat från 1994 års nivå.
2. Senast år 2010 ska minst 50 % av hushållsavfallet återvinnas genom materialåtervinning, inklusive biologisk behandling.
3. Senast år 2010 ska minst 35 % av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser källsorterat matavfall till såväl hemkompostering som central behandling.
4. Senast år 2010 ska matavfall och därmed jämförligt avfall från livsmedelsindustrier m.m. återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser sådant avfall som förekommer utan att vara blandat med annat avfall och är av en sådan kvalitet att det är lämpligt att efter behandling återföra till växtodling.
5. Senast år 2015 ska minst 60 % av fosforföreningarna i avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften bör återföras till åkermark.

Principhierarkin för avfallshantering

Principhierarkin för avfallshantering beskrivs i propositionen *Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp* (prop. 2002/03:117). Den s.k. avfallshierarkin bygger på en Europeisk samsyn (se vidare avsnitt 3.1.1). Avsikten är att i första hand minska uppkomsten av avfall genom förändrade konsumtions- och produktionsmönster. I andra hand ska avfallet tas tillvara i så hög grad som möjligt. Detta sker genom avfallshantering och ska uppfattas som tredimensionellt: återanvändning, återvinning och tillvaratagande av energi. Återvinningsåtgärder rangordnas, varvid materialåtervinning prioriteras framför energiåtervinning när detta efter en helhetsbedömning

är miljömässigt motiverat. Deponering som inte kan undvikas ska ske så att avfallet behandlas och elimineras utan fara. Avfallshierarkin illustrerar att avfall samtidigt kan utgöra både en resurs och ett miljöproblem.

Figur 1: Principhierarkin för avfallshantering



Avfallsförbränning med energiutvinning är en metod för att hantera sådant avfall som varken lämpar sig för materialåtervinning eller biologisk behandling. Avfall som förbränns bör vara väl sorterat, karakteriserat och kontrollerat. Farligt avfall bör inte föras till förbränning blandat med annat avfall. Vidare bör avfall som lämpar sig för materialåtervinning, biologisk behandling eller som inte är brännbart vara utsorterat. I december 2002 beslutade regeringen förordningen (2002:1060) om avfallsförbränning som utgår från Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/76/EG om förbränning av avfall (EGT L332, 28.12.2000, s.91).

2.2.4 Energipolitiska mål

De svenska energipolitiska målen redovisas i *Budgetpropositionen för 2009* (prop. 2008/09:1, utgiftsområde 21). Målen syftar till att skapa en trygg, effektiv och miljöanpassad energiförsörjning. Mer specifikt anges att

”den svenska energipolitikens mål är att på kort och lång sikt trygga tillgången på el och annan energi på med omvärlden konkurrenskraftiga villkor. Energipolitiken ska skapa villkoren för en effektiv och hållbar energianvändning och en kostnadseffektiv svensk energiförsörjning med låg negativ inverkan på hälsa, miljö och klimat samt underlätta omställningen till ett ekologiskt uthålligt samhälle.”

Utöver den mer övergripande energipolitiska målsättningen finns det generella energimarknadspolitiska mål och konkreta kvantitativa målsättningar inom vissa områden.

Elmarknadspolitiska mål

Det elmarknadspolitiska målet som beskrivs i *Budgetpropositionen för 2009* (prop. 2008/09:1, utgiftsområde 21, s. 18) är att åstadkomma en effektiv elmarknad med väl fungerande konkurrens som ger en säker tillgång på el till internationellt konkurrenskraftiga priser. Målet innebär en strävan mot en väl fungerande marknad med effektivt utnyttjande av resurser och effektiv prisbildning. Målet omfattar en vidareutveckling av den gemensamma elmarknaden i Norden. Detta innebär en fortsatt satsning på harmonisering av regler och ett utökat samarbete mellan de nordiska länderna.

Värmemarknadspolitiska mål

Även ett generellt värmemarknadspolitiskt mål ställs upp i *Budgetpropositionen för 2009* (prop. 2008/09:1, utgiftsområde 21, s. 26). Där anges att målet är att energipolitiken ska utformas så att energimarknaderna ger en säker tillgång på energi – värme, bränslen och drivmedel – till rimliga priser. Målet för värmemarknadspolitiken är att genom ökad genomlysning stimulera till konkurrens och högre effektivitet.

Vidare framgår det i budgetpropositionen för 2006 (prop. 2005/06:1, s. 139) att det är angeläget att de ekonomiska styrmedlen utformas på ett sådant sätt att framtida investeringar i hög-effektiv kraftvärmeproduktion främjas, i syfte att säkerställa en tillräcklig omfattning av svensk elproduktion.

Energieffektivisering

Målet är att energin ska användas så effektivt som möjligt med hänsyn tagen till *alla* resurser. Stränga krav ska ställas på säkerhet och omsorg om hälsa och miljö vid energiomvandling och vid utveckling av all energiteknik. Riksdagen har beslutat ett vägledande nationellt mål som innebär att energibesparingen år 2016 ska vara minst 9 % av det årliga energianvändningsgenomsnittet 2001–2005. Därutöver finns, som ett delmål under Miljökvalitetsmål 15 (*God bebyggd miljö*), ett nationellt mål som innebär att den totala energianvändningen per uppvärmd areaenhet i bostäder och lokaler ska minska med 20 % till år 2020 och med 50 % till år 2050 i förhållande till användningen år 1995.

Energieffektiviseringsutredningen föreslår i sitt slutbetänkande (*Vägen till ett energieffektivare Sverige*, SOU 2008:110), som presenterades i november 2008, att Sverige antar ett nationellt energieffektiviseringsmål, som innebär att 50 TWh slutlig energi respektive 80 TWh primär energi ska sparas genom energieffektiviseringsåtgärder till år 2016. Det motsvarar 14 % slutanvänd energi respektive 18 % primär energi. Ett mellanliggande mål för år 2010 bör enligt energieffektiviseringsutredningens bedömning fastställas till 25 TWh slutlig energi respektive 40 TWh primär energi. Det motsvarar 7 % slutanvänd energi respektive 9 % primär energi. Båda dessa mål ska ses i förhållande till den genomsnittliga energianvändningen under åren 2001–2005. Dessa förslag har remissbehandlats och bereds för närvarande inom Regeringskansliet.

Förnybar energi

Målet för förnybar el inom ramen för elcertifikatsystemet innebär en ökning med 17 TWh till 2016 jämfört med 2002 års nivå. Direktivet om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor (se avsnitt 3.2.2) ställer bindande krav på att Sverige ska uppnå en andel om 49 % förnybar energi år 2020. För vindkraft har riksdagen satt upp ett planeringsmål på 10 TWh till 2015. Planeringsmålet syftar till att skapa förutsättningar för en framtida utbyggnad. Energimyndigheten har avrapporterat ett regeringsuppdrag rörande nytt planeringsmål för vindkraft som innebär att målet höjs till 30 TWh till 2020. Förslaget har remissbehandlats och remissinstanserna var övervägande positiva. Förslaget bereds för närvarande inom Regeringskansliet.

Som vägledande mål för användningen av biodrivmedel och andra förnybara drivmedel i Sverige gäller att denna från och med 2005 skall utgöra minst 3 % av den totala användningen av bensin och diesel för transportändamål beräknat på energiinnehåll. Från och med 2010 ska användningen av biodrivmedel och andra förnybara drivmedel uppgå till minst 5,75 %. Direktivet om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor ställer bindande krav på att Sverige ska uppnå en andel om 10 % förnybar energi i transporter till år 2020.

2.2.5 Sammanställning av politiska mål och dess måluppfyllelse

I rapporten *Miljömålen – nu är det bråttom: Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges miljömål 2008* utvärderar Miljömålsrådet miljömålen med tillhörande delmål.

Delmålet som preciseras under miljö kvalitetsmålet *God bebyggd miljö* om att den totala mängden genererat avfall inte ska öka och att avfall ska tas till vara för materialåtervinning i så hög grad som möjligt har haft en varierande måluppfyllelse. Miljömålsrådet bedömer att de delar som gäller att minskad deponering och ökad materialåtervinning av hushållsavfall har uppnåtts eller troligen kommer att nås. Däremot blir målet att den totala mängden genererat avfall inte ska öka mycket svårt att nå, liksom målen om återvinning av matavfall och återföring av fosfor. Sammantaget bedömer Miljömålsrådet ändå att delmålet är möjligt att nå om ”ytterligare, kraftfulla åtgärder” sätts in. Vidare bedömer Miljömålsrådet att delmålen om avfall revideras och får målar 2015.

Ett delmål till *Begränsad klimatpåverkan* anger att de svenska utsläppen av växthusgaser ska, som ett medelvärde för perioden 2008–2012, vara minst 4 % lägre än utsläppen år 1990. Miljömålsrådet bedömer att delmålet om utsläpp av växthusgaser är möjligt att nå inom tidsramen utan ytterligare åtgärder. Den senaste prognosen för utsläppen år 2010 pekar på att dessa då har minskat med minst 4 % räknat från 1990 års nivå. Bedömningen är också att Sveriges åtagande enligt Kyotoprotokollet, där även vissa utsläpp och upptag från markanvändning ingår, kommer att nås med god marginal. Ett delmål i miljö kvalitetsmålet *Giftfri miljö* stipulerar att fram till år 2010 ska förekomsten och användningen av kemiska ämnen som försvårar återvinning av material minska. Miljömålsrådet bedömer att detta delmål inte kan nås inom den stipulerade tidsramen.

Energieffektiviseringsutredningen bedömer i sitt delbetänkande (*Ett energieffektivare Sverige*, SOU 2008:25) att effekterna av tidiga åtgärder och redan beslutade styrmedel för *energieffektivisering* leder till en energibesparing år 2016 som motsvarar 7,5 % av det årliga energianvändningsgenomsnittet 2001–2005.

Användningen av *förnybar energi* ökar i alla sektorer. Sveriges andel förnybar energi i förhållande till slutlig energianvändning uppgick år 2007 till ca 44 %. Inom elcertifikatsystemet producerades 12,7 TWh förnybar el under år 2007, vilket är i takt med riksdagens

målsättning om ökning med 17 TWh mellan åren 2002 och 2016. Andelen biodrivmedel för vägtransporter uppgick till 4 % år 2007.

Miljö kvalitetsmålen *Levande skogar* och *Ett rikt odlingslandskap* har betydelse för energiutvinningen av avfall genom att påverka relativpriset mellan avfall och olika kategorier biomassa, som i många fall utgör substitut till varandra. Delmål till *Levande skogar* är att ytterligare 900 000 hektar skyddsvärd skogsmark ska undantas från skogsproduktion till år 2010 och att mängden död ved, arealen äldre lövrik skog och gammal skog ska bevaras och förstärkas till år 2010. Ett delmål till *Ett rikt odlingslandskap* är att arealen hävdad ängsmark ska utökas med minst 5 000 hektar och arealen hävdad betesmark av de mest hotade typerna ska utökas med minst 13 000 hektar till år 2010. Som en konsekvens kommer avfall, relativt olika fasta biobränslen, att bli billigare vilket torde öka dess användning som bränsle.

3 Styrdokument och tidigare utredningsresultat

3.1 Avfallsrelaterade styrdokument

3.1.1 EU:s avfallsdirektiv

Många av de svenska avfallspolitiska målen styrs av målsättningar och ambitioner som fastställts i EU:s ramdirektiv för avfall (2008/98/EG). Ramdirektivet sammanfogar det tidigare ramdirektivet för avfall (2006/12/EG)¹, direktivet om farligt avfall (91/689/EEG) och direktivet om omhändertagande av spillolja (75/439/EEG) som därför upphör att gälla. Medlemsstaterna har två år på sig att införa de nya bestämmelserna i nationell lagstiftning.

I det tidigare direktivet för avfall (2006/12/EG) fastställs de rättsliga ramarna för hantering av avfall i gemenskapen. Där definieras centrala begrepp som avfall, återvinning och bortskaffande och dessutom fastställs grundläggande krav för hantering av avfall, i synnerhet skyldigheten för en verksamhetsutövare som hanterar avfall att inneha ett tillstånd eller vara registrerad och skyldigheten för medlemsstaterna att utarbeta avfallsplaner. Det fastställer även en rad viktiga principer, såsom skyldigheten att hantera avfall på ett sådant sätt att det inte har någon negativ inverkan på miljön och människors hälsa, uppmuntran att tillämpa avfallshierarkin och principen att förorenaren ska betala, dvs. ett krav att innehavaren eller tidigare innehavare av avfall eller tillverkarna av den produkt från vilken avfallet härrör ska bära kostnaderna för att det bortskaffas.

I fråga om syftet och tillämpningsområde med det nya ramdirektivet för avfall anges:

¹ EUT L 114 27.4.2006

”... direktivet fastställer åtgärder som syftar till att skydda miljön och människors hälsa genom att förebygga eller minska de negativa följderna av generering och hantering av avfall samt minska resursanvändningens allmänna påverkan och få till stånd en effektivisering av denna användning.”

Förenklat innehåller det nya ramdirektivet för avfall (2008/98/EG) följande reviderade och nya delar:

- Definitioner och omfattning av direktivet.
- Avfallshierarkin och bestämmelser som styr mot den.
- Hantering av avfall inklusive tillstånd.
- Planering av avfallshanteringen.
- Administrativa krav kring rapportering, inspektioner och översyn.

De största förändringarna jämfört med det tidigare ramdirektivet är att man definierar biprodukter, när avfall upphör att vara avfall samt inför återvinningsnivåer på vissa avfall.

Definitioner och omfattning

Fler avfallskategorier undantas från det nya ramdirektivet jämfört med det tidigare. Bland annat undantas icke-farligt avfall från jord- och skogsbruk för viss typ av användning och icke-farliga muddermassor som uppkommit vid vissa typer av arbeten. Det nya direktivet innehåller en mängd nya definitioner, bl.a. blir definitionen av återvinning mer allmän. Gränsen mellan vad som är återvinning och vad som är bortskaffande vid förbränning av hushållsavfall har varit oklar. Den blir tydligare genom att man inför ett tröskelvärde för energieffektiviteten.² Avfallsdefinitionen lämnas oförändrad. Däremot införs ett indirekt förtydligande av avfallsbegreppet genom en ny artikel om vad som krävs för att en restprodukt ska kunna anses vara en biprodukt och inte avfall. Det nya ramdirektivet innehåller

² Enligt EU:s avfallsdirektiv för avfall (2008/98/EG L 312/24) klassificeras förbränning av fast kommunalt avfall som ett återvinningsförfarande (R1) om förbränningsanläggningen har en energieffektivitet om minst 0,60 för anläggningar som tagits i drift och tilldelas tillstånd enligt gällande gemenskapslagstiftningen före den 1 januari 2009, och om minst 0,65 för anläggningar som fått tillstånd efter den 31 december 2008. För beräkning av energieffektiviteten se fotnot (*) i direktivet (2008/98/EG L 312/24).

även en artikel om när avfall upphör att vara avfall vilket saknas i det tidigare direktivet.

Avfallshierarki

Det nya ramdirektivet lyfter fram avfallshierarkin som prioriteringsordning för lagstiftning och för utformningen av avfallspolitiken. Här anges att:

”Det främsta målet med all avfallspolitik bör vara att minimera de negativa effekterna vid generering och hantering av avfall på människors hälsa och miljön. Avfallspolitiken bör också ha som mål att minska resursanvändningen och främja en praktisk tillämpning av avfallshierarkin.”

Följande avfallshierarki ska gälla som prioriteringsordning för lagstiftning och politik som rör förebyggande och hantering av avfall (jfr. Figur 1):

1. Förebyggande.
2. Förberedelse för återanvändning.
3. Materialåtervinning.
4. Annan återvinning, t.ex. energiåtervinning.
5. Bortskaffande.

I det fall avfallshierarkin tillämpas ska medlemsstaterna vidta åtgärder för att främja de alternativ som ger bäst resultat för miljön som helhet. Detta kan kräva att vissa avfallsflöden avviker från hierarkin, när det är motiverat med hänsyn till livscykelstänkandet vad avser den allmänna påverkan av generering och hantering av sådant avfall. Vidare anges att medlemsstaterna ska ta hänsyn till de allmänna miljöskyddsprinciperna om försiktighet och hållbarhet, teknisk genomförbarhet och ekonomisk livskraft, resursskydd samt den allmänna påverkan på miljön, människors hälsa, ekonomi och samhälle.

I syfte att uppnå målen i direktivet och förbättra resurseffektiviteten ska medlemsstaterna vidta *alla* nödvändiga åtgärder för att uppnå följande mål senast 2020:

- Förberedandet för återanvändning och materialåtervinning av avfallsmaterial, som ska omfatta åtminstone papper, metall, plast och glas från hushåll och, eventuellt, samma material från andra källor förutsatt att dessa avfallsflöden liknar avfall från hushåll, ska öka till totalt minst 50 viktprocent.
- Förberedandet för återanvändning och materialåtervinning och annan återvinning av icke-farligt byggnads- och rivningsavfall, med undantag för sådant naturligt förekommande material som definierats i kategori 17 05 04 i Europeiska avfallskatalogen, ska öka till 70 viktprocent, varvid också ska medräknas sådana fall där avfall används som fyllnadsmaterial för att ersätta annat material.

3.1.2 Avfallstransportförordningen

Europaparlamentets och rådets förordning EG 1013/2006, den s.k. avfallstransportförordningen, reglerar internationell transport av avfall (EUT 190/1 2006). EG-förordningen om transport av avfall gäller oavkortat i den svenska lagstiftningen, men det behövs ändå en svensk förordning för att komplettera reglerna. I den svenska förordningen 2007:383 om gränsöverskridande transporter av avfall slås fast att Naturvårdsverket är den behöriga myndigheten för transporter över Sveriges gränser, det vill säga godkänner eller invänder mot (nekar till) transporter in och ut ur Sverige.

3.1.3 Sveriges avfallsplan

Målen för svensk avfallshantering formuleras i de nationella miljö-kvalitetsmålen (se ovan). Ett övergripande delmål för det årliga avfallsflödet är att:

”Den totala mängden avfall ska inte öka och den resurs som avfall utgör ska tas till var i så hög grad som möjligt samtidigt som påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras”.

Naturvårdsverket redogör i sin rapport *Strategi för hållbar avfallshantering: Sveriges avfallsplan* (2005) för fem olika områden som bör prioriteras för att den övergripande målsättningen för avfallshantering ska nås:

1. Genomför de regler och använd de styrmedel som beslutats och följ upp att de får avsedd effekt.
2. Flytta fokus till att minska avfallens farlighet och mängd.
3. Öka kunskapen om miljögifter.
4. Det ska vara enkelt för hushållen att sortera avfall.
5. Utveckla svenskt deltagande i EU-arbetet inom avfallsområdet.

Naturvårdsverkets bedömning är att under förutsättning att de regler som beslutats genomförs, och att de styrmedel som införts får avsedd effekt, är avfallshandlingens miljöpåverkan relativt begränsad. Naturvårdsverket bedömer att det är viktigare att genomföra och följa upp beslutade regler än att införa nya. Avfallens mängd och farlighet kan inte mer än till en begränsad del påverkas genom åtgärder i avfallsledet. Åtgärder för att minska avfallens farlighet och mängd bör i första hand vidtas som en del i produkt- och kemikaliearbetet. Betydande kunskapsluckor finns om långsiktiga risker och effekter av diffusa utsläpp av farliga ämnen vid hantering av avfall. Minskad deponering och ökad återvinning har uppnåtts till stor del genom hushållens arbete i form av källsortering. Allmänhetens förtroende är avgörande för att vidmakthålla uppnådda framsteg. Det ska vara enkelt att sortera hushållsavfallet på rätt sätt. Ansvarsfördelningen mellan producenter och kommuner bör inte förändras men samarbetet bör fortsätta att utvecklas. Att följa upp samarbetet och servicenivån blir viktigt. Avgörande beslut om policy och regelverk beslutas inom den europeiska gemenskapen. Sverige bör ha en tydlig strategi för hur avfallsfrågor ska drivas inom EU. Både myndigheter och andra aktörer bör förbättra sitt arbete med att ta fram kvalitetssäkrade och väl avvägda svenska ståndpunkter.

Fyra riktlinjer anges för att beskriva en ur miljösynpunkt hållbar avfallshandling. Syftet är att visa på sammanhang mellan olika åtgärder för att kunna följa upp dessa och bedöma om ytterligare åtgärder är nödvändiga: (1) Förebyggande arbete för att minska mängden avfall och avfallens farlighet; (2) Avgiftning av kretsloppet; (3) Använda den resurs som avfallet utgör så effektivt som möjligt, och (4) Säkert omhändertagande.

3.2 Energirelaterade styrdokument

3.2.1 Energiskattedirektivet

Gemenskapsrättsliga regler för beskattningen av bränslen och el finns i rådets direktiv 2003/96/EG av den 27 oktober 2003 *om en omstrukturering av gemenskapsramen för beskattning av energiprodukter och elektricitet* (det s.k. energiskattedirektivet, EUT L 283, 31.10.2003, s. 51). Energiskattedirektivet innehåller harmoniserade regler för beskattningen av el samt av bränslen som används som motorbränsle eller för uppvärmning. Direktivet reglerar skattestrukturen och anger minimiskattenivåer för olika användningsområden.

Förutom mineraloljeprodukter omfattar skatteplikten enligt energiskattedirektivet kol, koks, naturgas och el. Vissa ytterligare energiprodukter, både fossila och icke-fossila produkter, t.ex. masugnsgas, koksugnsgas, stadsgas samt vegetabiliska och animaliska oljor och fetter omfattas också. Härutöver ska skatt tas ut på alla kolväten (såväl flytande, gasformiga och fasta) som förbrukas som bränsle för uppvärmning samt alla produkter som används som motorbränslen. Under vissa förutsättningar, som särskilt anges i energiskattedirektivet, får dock medlemsstaterna ge skattebefrielse för vissa av de angivna bränslena. Befrielse kan ges generellt eller för vissa användningsområden. Sverige har i varierande utsträckning utnyttjat dessa möjligheter genom dels lägre skattenivåer för bränsleförbrukning i vissa sektorer av näringslivet, dels skattefrihet vid viss användning (exempelvis skattefrihet för biogas samt koksugnsgas och andra gaser enligt KN-nr 2705 och skattefrihet för bensin och diesel i tåg).

Kommissionen presenterade 2007 en grönbok om marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och näraliggande politikområden (KOM [2007] 140) samt SEK [2007] 388) (se även avsnitt 3.3.2). Kommissionen nämner häri strukturella förbättringar av energiskattedirektivet som ett viktigt verktyg för att nå olika mål på miljö- och energiområdet. Kommissionens förslag till ändringar av energiskattedirektivet har även tagits upp i kommissionens arbetsprogram för 2008 och ett förslag kommer sannolikt att presenteras under 2009.

3.2.2 Direktivet om förnybar energi

Direktivet (KOM [2008] 19 slutlig) *Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor* syftar till att öka EU:s andel förnybar energi från 8,5 till 20 % under perioden 2005–2020. Det gemenskapsövergripande målet har bördefördelats mellan medlemsstaterna. För svensk del ställer direktivet bindande krav på att uppnå en andel om 49 % förnybar energi år 2020. Ökningen av förnybar energi i medlemsstaten ska följa en indikativ bana som specificeras i en bilaga till direktivet.

Medlemsstaterna har stor frihet att själva välja på vilket sätt målet ska uppnås, genom ökad tillförsel (el, värme/kyla, transporter) och/eller energieffektivisering. Direktivet ställer dock ett bindande krav på att alla medlemsstater ska nå målet på 10 % förnybar energi i transporter till år 2020. Detta mål är alltså inte bördefördelat, utan samma nivå gäller för alla medlemsstater.

I direktivet definieras den biologiskt nedbrytbara delen av kommunalt avfall som biomassa och klassas därmed som förnybar energikälla. I direktivet anges dessutom att i de fall det finns ett nationellt kvotsystem eller liknade styrmedel ska operatörerna räkna bidraget från biodrivmedel som produceras från bland annat avfall dubbelt jämfört med andra biodrivmedel. Samma princip ska tillämpas för målet för förnybar energi i transportsektorn. Någon vidare definition av vad som räknas som avfall ges inte.

3.2.3 Kraftvärmedirektivet

Direktiv 2004/8/EG *om främjande av kraftvärme på grundval av efterfrågan på nyttiggjord värme på den inre marknaden för energi* (EUT L 52, 21.2.2004, s. 50) har som syfte att öka energieffektiviteten och förbättra försörjningstryggheten genom att skapa en ram för främjande och utveckling av högeffektiv kraftvärme på grundval av efterfrågan på nyttiggjord värme och primärenergibesparingar på den inre marknaden för energi med hänsyn till särskilda nationella omständigheter, i synnerhet klimatförhållanden och ekonomiska villkor.

3.3 Andra relevanta styrdokument

3.3.1 Gemenskapens riktlinjer för statligt stöd till miljöskydd

Kommissionen om statliga stödåtgärder för miljöskydd

EU:s grundläggande regler om statligt stöd återfinns i EG-fördragets artiklar 87-89. Kontrollen av statligt stöd utgör en viktig del av EU:s konkurrenspolitik och bidrar till att upprätthålla konkurrenskraftiga marknader.

Utgångspunkten i statsstödsreglerna är det generella förbudet i artikel 87.1. Enligt artikeln är stöd som ges av en medlemsstat eller med hjälp av statliga medel, av vilket slag det än är, som snedvrider eller hotar att snedvrida konkurrensen genom att gynna vissa företag eller viss produktion, oförenligt med den gemensamma marknaden i den utsträckning det påverkar handeln mellan medlemsstaterna.

Statligt stöd kan emellertid i enlighet med artikel 87.2 a-c och 87.3 a-e tillåtas om det ges till projekt av allmänt intresse, t.ex. stöd till mindre gynnade regioner, tjänster av allmänt ekonomiskt intresse, främjande av små och medelstora företag, forskning och utveckling, miljöskydd, utbildning, sysselsättning eller kultur.

Ett av EU:s mål är att stärka skyddet för miljön något som bland annat ska ske genom att förmå företag inom EU att stå för de kostnader som olika föroreningar orsakar samhället. Detta kan ske genom att medlemsstaterna inför olika marknadsbaserade styrmedel som t.ex. miljörelaterade skatter och system för handel med utsläppsrätter. Målet kan även nås genom statligt stöd till investeringar på miljöområdet.

Till stöd för denna ambition presenterade kommissionen *Gemenskapens riktlinjer för statligt stöd till miljöskydd "miljöskyddsriktlinjerna"* (EUT C 82, 1.4.2008, s. 1) den 1 april 2008. Riktlinjerna utgjorde en del av det klimatpaket som Europeiska rådet beslutade om i mars 2007 och ersatte kommissionens riktlinjer från 2001. 2008-års riktlinjer innehåller nya bestämmelser avseende, t.ex. stöd till tidig anpassning till normer, fjärrvärme, avfallshantering och stöd i samband med system för handel med utsläppsrätter.

Stöd till avfallshantering

Eventuellt stöd till avfallshantering ska skapa incitament att uppnå miljömål som sammanhänger med avfallshantering (återanvändning, återvinning och tillvaratagande av energi.). I gemenskapens sjätte miljöhandlingsprogram anges förebyggande av avfall och avfallshantering som en av de fyra viktigaste prioriteringarna. Det primära syftet är att separera ekonomisk verksamhet från uppkomsten av avfall, så att ekonomisk tillväxt i EU inte genererar allt större mängder avfall. Mot denna bakgrund kan statligt stöd ges både till den som producerar avfallet och till företag som hanterar eller återvinner avfall som andra företag skapar. De gynnsamma effekterna på miljön måste dock garanteras, principen om att förorenaren betalar får inte kringgå, och marknaderna för sekundärmaterial måste fungera normalt och får inte snedvridas.

Stöd till miljöinvesteringar för avfallshantering från andra företag kommer att anses förenligt med den gemensamma marknaden i den mening som avses i artikel 87.3 c i EG-fördraget, under förutsättning att hanteringen är förenlig med principhierarkin vid avfallshantering. Vidare ska investeringsstöd för avfallshantering bara beviljas om följande villkor uppfylls:

- Syftet med investeringen är att minska de föroreningar som produceras av andra företag (*förorenare*) och omfattar inte föroreningar som produceras av stödmottagaren.
- Stödet befriar inte indirekt förorenarna från en börda som de ska bära enligt gemenskapslagstiftningen eller från en börda som ska anses utgöra en normal företagskostnad för förorenarna.
- Investeringen leder till en förbättring jämfört med den nyaste tekniken eller använder konventionell teknik på ett innovativt sätt.
- De behandlade materialen skulle annars bortskaffas eller behandlas på ett mindre miljövänligt sätt.
- Investeringen ökar inte enbart efterfrågan på material som ska återvinnas utan att insamlingen av dessa material ökar.

Stöd till kraftvärme

Stöd till kraftvärme och till fjärrvärme ska avhjälpa det marknadsmisslyckande som sammanhänger med negativa externa effekter genom att skapa incitament att uppfylla miljömål på området energisparande. Kraftvärme är enligt kommissionen ett energi-effektivt sätt att producera el och värme samtidigt. När el produceras tillsammans med värme går mindre energimängder till spillo jämfört med separat produktion av el och värme. I den strategi för kraftvärme som kommissionen lade fram 1997 fastställdes som allmänt vägledande mål att andelen elproduktion från kraftvärme ska fördubblas till 18 % till 2010. Sedan dess har kraftvärmeproduktionens betydelse för EU:s energistrategi ytterligare framhävt av direktivet (2004/8/EG, EUT L 52 21.2.2004) och av *Handlingsplan för energieffektivitet: Att förverkliga möjligheterna* (KOM(2006) 545 slutlig).

3.3.2 Grönboken om marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och näraliggande politikområden

Allmänna överväganden om marknadsbaserade styrmedel

Kommissionens *Grönbok om marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och näraliggande politikområden* (KOM[2007] 140 slutlig) är en inledande diskussion om hur användningen av marknadsbaserade styrmedel kan främjas inom gemenskapen. I enlighet med vad som angetts i handlingsplanen för energieffektivitet (KOM[2006] 545 slutlig) undersöks tänkbara sätt att vidareutveckla direktivet om energibesättning (se även avsnitt 3.2.1)³. Vidare undersöker kommissionen möjligheterna att på olika sätt öka användningen av marknadsbaserade styrmedel inom olika miljöpolitiska områden, både på EU-nivå och på nationell nivå. Inom EU uppmanas medlemsstaterna att använda beskattning och andra marknadsbaserade styrmedel inom ramen för sina tematiska strategier på miljöområdet.

³ Rådets direktiv 2003/97/EG av den 27 oktober 2003 om en omstrukturering av gemenskapsramen för beskattning av energiprodukter och elektricitet (EUT L 283, 31.10.2003). Direktivet senast ändrat genom direktiv 2004/74/EG och 2004/75/EG (EUT 157, 30.4.2004).

Särskilt om avfallshantering och marknadsbaserade styrmedel

Kommissionen anför att när det gäller förebyggande och hantering av avfall är det viktigaste målet, enligt sjätte miljöhandlingsprogrammet, (EGT L 242, 10.9.2002) att bryta det eventuella sambandet mellan avfallsproduktion och ekonomisk tillväxt. Det finns enligt kommissionen tecken på att detta börjar ske.

Vidare anför kommissionen att deponering brukar vara det sämsta alternativet ur miljösynpunkt (jfr KOM[2005] 666 slutlig), ändå brukar marknadssignalerna ofta gagna deponering om de inte tar hänsyn till miljöeffekterna. Skatter på bortskaffande, i synnerhet deponering, kan enligt kommissionen visserligen vara ett effektivt sätt att korrigera denna snedvridning och främja återanvändning och materialåtervinning, men skillnader i nationella skattenivåer kan enligt kommissionen leda till rent skattemotiverade avfallstransporter och snedvriden konkurrens mellan aktörer inom avfallshanteringen.

I grönboken anföras om förpackningsmaterial bl.a. att marknadsbaserade styrmedel som differentieras utifrån produkternas miljöeffekter kan främja en mer hållbar konsumtion. Kommissionen erinrar om att medlemsstaterna bör genomföra nationella åtgärder för att uppnå mål, till exempel för att förebygga förpackningsavfall eller uppmuntra användningen av returförpackningar och på så sätt leva upp till principen att förorenaren ska betala samt att dessa åtgärder alltid måste vara förenliga med skyldigheterna enligt EG-fördraget, i synnerhet reglerna om inre marknaden och icke-diskriminering.

Riksdagen och regeringen om grönboken

Både riksdagen och regeringen har uttalat sig positivt om kommissionens arbete med grönboken och flera av de tankegångar som presenteras i grönboken. De välkomnar grönboken och är positiva till att marknadsbaserade ekonomiska styrmedel används på miljöområdet. Vidare framhålls vikten av att varje styrmedel utnyttjas på bästa sätt inom lämpligt område och att överlappning undviks. Det är också viktigt att ekonomiska styrmedel används på så sätt att de motverkar snedvridningar av konkurrensen på den inre marknaden. Kommissionens uppfattning att deponi är det absolut sämsta alternativet ur miljösynpunkt när det gäller att ta hand om avfall delas

(se skatteutskottets utlåtande 2006/07:SkU21, riksdagsprotokoll 2006/07:130 och regeringens synpunkter på grönboken PM 2007-07-05).

3.4 Tidigare utredningar

3.4.1 Svensk klimatpolitik (SOU 2008:24)

I april 2007 tillsattes en parlamentarisk beredning med uppdraget att genomföra en genomgripande översyn av den svenska klimatpolitiken som underlag för kontrollstation 2008. I uppdraget ingick även att utveckla den svenska klimatpolitiken avseende mål och åtgärder.

Klimatberedningen gör bedömningen att styrmedlen på avfallsområdet i Sverige behöver utformas så att de i högre utsträckning stimulerar till minskande utsläpp av växthusgaser främst genom reducerade avfallsmängder. Reducerade avfallsmängder föreslås kunna uppnås bl.a. genom att materialåtervinningen ökar i enlighet med avfallshierarkin.

3.4.2 BRASKatt (SOU 2005:23)

Den 14 augusti 2003 förordnades en särskild utredare att lämna förslag till hur en skatt på avfall som förbränns kan utformas. Utredningens resultat redovisades 2005 med delbetänkandet *En BRASKatt? – beskattning av avfall som förbränns* (SOU 2005:23). Det övergripande syftet bakom en skatt på avfall som förbränns är att öka materialåtervinningen. Skatten ska därvid vara ett medel för att säkerställa att materialåtervinning utnyttjas när det i en helhetsbedömning är miljömässigt motiverat. Utöver det övergripande syftet bakom skatten har utredaren även analyserat i vilken mån skatten styr mot uppfyllandet av andra relevanta mål.

Utredaren föreslår en skatt på avfall som förbränns enligt en modell som utredningen benämnt *energiskattmodellen*. Termen ger uttryck för att skatten på avfall som förbränns ska införas genom att infoga avfallet inom ramen för den befintliga energibeskattningen.

Syftet med att föra in de fossila avfallsfraktionerna i LSE är, enligt utredaren, att fokusera på avfallet som resurs och på dess innehåll av energi. Denna energi kan tas till vara för uppvärmnings-

ändamål och bör då beskattas efter samma grunder som de fossila bränslen som redan i dag beskattas enligt LSE. En neutralisering sker då av den snedvridning, till fördel för förbränning av avfall till värmeproduktion, som följer av dagens energi- och koldioxidbeskattning av mineraloljor, kol och naturgas. Indirekt innebär detta också en avfallspolitisk styrning, eftersom alternativa avfallsbehandlingsmetoder blir relativt sett billigare. En sådan beskattning ger, enligt utredaren, ett incitament till ökad materialåtervinning, i synnerhet av plast och gummifraktioner, men sannolikt även till ökad materialåtervinning av andra avfallsfraktioner. Energiskattmodellen medför också ett kraftigt incitament för kraftvärmeproduktion, eftersom sådan produktion beskattas avsevärt lägre än värmeproduktion. Eftersom skatten placerar sig väl inom ramen för det befintliga energiskattesystemets art och funktion kommer den att vara billig att administrera, sett både i förhållande till intäktssidan som till styreffekten. Utredaren fastslår att ett införande av den föreslagna skatten styr mot flera relevanta mål.

Vid beaktande av modellens för- och nackdelar finner utredningen att fördelarna överväger nackdelarna. Vidare påpekas att modellen kan komma att kräva någon form av kompletterande styrmedel för att inom något eller några områden nå en högre måluppfyllelse. Detta förhållande förändrar emellertid inte utredarens helhetsbedömning att skatten är lämplig att införa. Utredaren övervägde också några olika slag av alternativa ekonomiska styrmedel och formerna härför. Det rörde sig framförallt om avfallsavgift, om återvinningscertifikat samt om råvaru- eller produkt-skatter.

3.4.3 Skatt på avfall i dag och i framtiden (SOU 2002:9)

Regeringen tillsatte år 2001 en särskild utredare med uppdrag att utvärdera och analysera de ekonomiska och miljömässiga konsekvenserna av att införa en skatt på förbränning av avfall. Han redovisade sitt uppdrag i betänkandet *Skatt på avfall i dag - och i framtiden* (SOU 2002:9). Utredaren fann goda skäl till en skatt, men fann även risker med en allt för hög skattesats. Fördelarna beskrevs som att en avfallsförbränningsskatt:

1. Ger bättre ekonomiska förutsättningar för materialåtervinning och biologisk behandling av avfall.

2. Ger ett ekonomiskt incitament för en mer resurssnål produktion.
3. Bidrar till att öka den totala behandlingskapaciteten för sådant avfall som inte får deponeras, eftersom fler behandlingsmetoder blir aktuella vid en högre kostnadsnivå. En bra utformad skatt på rätt nivå ansågs medföra att befintlig behandlingskapacitet utnyttjas optimalt, så att avfall som kan behandlas på annat sätt inte onödigtvis går till förbränning.
4. Bedöms öka likformigheten i energi- och miljöbeskattningen, eftersom avfall innehåller en fossil del.
5. Drivkraften för införsel av avfall skulle också reduceras eller elimineras med en skatt.

Utredaren redovisade också ett antal problem som kan uppkomma med en skatt på avfall som förbränns. En relativt hög skattenivå kan medföra att avfall som miljömässigt bäst lämpar sig för förbränning styrs över till andra mindre lämpliga behandlingsformer. Det kan innebära att deponering av berörda avfallsfraktioner blir ekonomiskt intressantare. En relativt hög skattenivå kan också påverka valen av värmeåtervinnings- och reningssystem mot tekniker med lägre totalt energiutbyte och ökade risker för miljöpåverkan.

Utredaren underströk att ett antal frågor behöver utredas vidare. Exempelvis, avgränsningen av skattens generella omfattning och hur behovet av undantag för bl.a. farligt avfall och annat avfall, där förbränning är den lämpligaste behandlingsmetoden, ska lösas. Ytterligare utredning bedömdes också vara nödvändig med hänsyn till skattens förenlighet med EG:s statsstödsregler, särskilt i ljuset av skattens omfattning, eventuella undantag, avdragsmöjligheter och differentieringar. Även samordningen med skatten på avfall som deponeras måste beaktas för att undvika styrning i fel riktning, liksom samordningen med industrins förbränning av eget avfall.

3.4.4 Resurs i retur (SOU 2001:102)

Regeringen tillsatte år 2000 en särskild utredare med uppdrag att göra en bred översyn av producentansvaret samt utreda hur garantier för producentansvarets fullföljande och funktion skulle kunna utformas. Utredaren redovisade sitt uppdrag i betänkandet Resurs i retur (SOU 2001:102). Uppdraget bestod av flera delar:

1. Utvärdera gällande producentansvar för förpackningar, bilar, däck och returpapper, systemen för returdryckesförpackningar, de frivilliga åtagandena för kontorspapper och byggsektorn, samt vid behov ge förslag till förbättringar.
2. Överväga om det lagstadgade producentansvaret ska utvidgas till ytterligare varugrupper.
3. Utreda och lämna förslag till ekonomiska garantier för producentansvarets fullföljande.

Utredaren fann sammanfattningsvis att återvinningsmålen för det lagstadgade producentansvaret, returdryckesförpackningarna och de frivilliga åtagandena i de flesta fall har nåtts på ett tillfredsställande sätt. Några områden där målen inte har nåtts är vissa förpackningsslag och byggsektorns frivilliga åtagande. Vidare bedömde utredaren att de miljöpolitiska huvudsyftena med producentansvaret har nåtts (det vill säga, att minska mängden avfall till deponi och hushållning med material och energi). Däremot påpekas att i vissa fall är de miljömässiga skillnaderna mellan materialåtervinning och energiutvinning små, till exempel för pappersförpackningar. Utredningen visar att då gällande återvinningsnivåer är samhällsekonomiskt försvarbara. Dock måste eventuella framtida ändringar av målnivåerna bedömas utifrån nya samhällsekonomiska analyser. Däremot kan systemens effektivitet förbättras på grund av problem kring oklarheter i de olika aktörernas roller, vilket påverkar samarbetet negativt. I sin helhet bedöms dock att det då gällande producentansvaret var både miljömässigt och samhällsekonomiskt motiverat. Det bör därför fortsätta att gälla i stort sett i sin nuvarande utformning med eventuella komplement av ekonomiska styrmedel.

4 Teoretiska utgångspunkter

4.1 Marknadsbaserade styrmedel

Ett av de grundläggande ekonomiska motiven till att införa marknadsbaserade styrmedel är att dessa för samhället i stort kan vara ett kostnadseffektivt sätt att korrigera marknaden när den inte fungerar tillfredsställande. Ett marknadsmisslyckande föreligger när samhällskostnaden för en given ekonomisk aktivitet delvis eller inte alls avspeglas på relevanta marknader. Det kan då vara motiverat med offentliga åtgärder för att försöka korrigera dessa brister. Marknadsbaserade styrmedel har den fördelen, jämfört med lagstiftning och administrativa tillvägagångssätt, att de utnyttjar marknadssignaler för att korrigera marknadsmisslyckanden. Att använda marknadssignaler har i många fall en stor fördel jämfört med att endast använda sig av regleringar av enskilda aktörer. Fördelen består i de flesta fall av det avsevärt lägre informationsbehovet för den reglerande myndigheten. När väl det marknadsbaserade styrmedlet är infört, är det upp till berörda aktörer att anpassa sig till prissignaler så länge det är lönsamt för dem.

Marknadsbaserade styrmedel kan utformas (*i*) så de påverkar varu- och/eller faktorpriser direkt, exempelvis genom skatter eller subventioner; (*ii*) så att de bygger på fastställda absoluta kvantiteter, exempelvis handeln med utsläppsrätter eller; (*iii*) på fastställda kvantiteter per producerad/konsumerad enhet. Oavsett utformning bygger dock marknadsbaserade styrmedel på konstaterandet att alla påverkade aktörer är olika och att de därmed har olika förutsättningar att ändra sitt beteende. Detta skapar en önskvärd flexibilitet som bidrar till att sänka den totala åtgärds-kostnaden som uppstår. I ekonomiskt hänseende fungerar olika marknadsbaserade styrmedel därmed på ett likartat sätt. De skiljer sig dock åt på viktiga punkter (vilket beskrivs mer utförligt i nästa avsnitt):

- Kvantitativa system (som exempelvis överlåtbara rättigheter) är säkrare när det gäller att uppnå specifika politiska mål jämfört med rent prisbaserade styrmedel.
- Prisbaserade styrmedel ger däremot säkerhet vad gäller kostnader eller pris för att uppnå det politiska målet, och de brukar vara lättare att administrera.

Formen på de marknadsbaserade styrmedlen skiljer sig också åt när det gäller genereringen av inkomster till staten. Kvantitativa system, som överlåtbara utsläppsrätter, kan generera inkomster om utsläppsrätterna auktioneras ut. Det finns därmed likheter mellan detta system och beskattning (även om de rättsliga aspekterna och tillämpningen skiljer sig åt). Avgifter utgör däremot vanligtvis en betalning för en klart definierad tjänst eller kostnad. Därmed finns det ingen flexibilitet för användning av sådana inkomster i den offentliga budgeten.

Det kan också vara viktigt att påpeka att marknadsbaserade styrmedel inte är någon allmän lösning på alla marknadsmisslyckanden. För att fungera på ett bra sätt förutsätts bl.a. tydliga rättsliga ramar och andra fungerande institutionella ramverk. Om rätt styrmedel väljs och utformas på ett ändamålsenligt sätt kan marknadsbaserade styrmedel ha följande fördelar jämfört med lagstiftning (*EU:s Grönbok om marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och närallgande politikområden*, KOM[2007] 140 slutlig):

- De förbättrar prissignalerna genom att ett värde sätts på de externa kostnaderna och vinsterna av en ekonomisk verksamhet, så att de ekonomiska aktörerna tar hänsyn till dessa och ändrar sitt beteende för att reducera de negativa – och öka de positiva – miljöeffekterna och andra effekter.
- De gör det möjligt för industrin att uppnå mål på ett mer flexibelt sätt, vilket sänker de totala samhällsekonomiska kostnaderna för olika kravuppfyllanden.
- De ger ekonomiska aktörer ett incitament till långsiktiga satsningar på innovativ teknik för att ytterligare minska de negativa miljöeffekterna (s.k. dynamisk effektivitet).

4.2 Kostnadseffektivitet

4.2.1 Inledning

I detta avsnitt riktas uppmärksamheten på egenskaperna hos styrmedel som kan införas för att nå uppsatta mål och på deras kostnadseffektivitet och förmåga att styra producenters och konsumenters beteende i önskad riktning.

4.2.2 Marknadsmislyckanden

På en fungerande marknad styr utbud och efterfrågan vilka varor och tjänster som ska produceras och konsumeras samt hur dessa ska produceras. Marknadskrafterna säkerställer att den samhälls-ekonomiska marginalkostnaden för att producera varan eller tjänsten motsvarar den samhälls-ekonomiska marginalnyttan som konsumenterna upplever av att konsumera varan. Därmed är samhällsnyttan maximerad i den betydelsen att det inte går att förbättra situationen för någon individ utan att försämra för någon annan.

Det finns dock en rad situationer och företeelser som kan innebära att en marknad inte lyckas lösa sin grundläggande uppgift. Dessa marknadsmislyckanden kan uppstå på grund av exempelvis externaliteter, utnyttjandet av marknadsaktörernas eller asymmetrisk information bland marknadsaktörerna. Förekomsten av marknadsmislyckanden kan därmed motivera införandet av olika styrmedel för att på så sätt ”styra” beteendet hos marknadsaktörerna mot en ökad samhällsnytta. Strävan efter ökad samhällsnytta måste dock vägas mot risken för att ett korrigerande styrmedel i stället leder till ett regleringsmislyckande och ännu lägre samhälls-ekonomisk effektivitet. Det finns dessutom i många fall en övertro på att regleringar leder till ökad samhälls-ekonomisk effektivitet (t.ex. en föreställning att om alla företag eller hushåll minskar sina avfallsmängder lika mycket så skulle detta vara samhälls-ekonomiskt effektivt). En sådan föreställning bortser helt ifrån att företag och hushåll högst sannolikt har olika möjligheter att ändra sitt beteende).

Avfalls-, klimat- och energipolitiska styrmedel kan motiveras utifrån flera typer av marknadsmislyckanden. Exempelvis, utifrån ett samhälls-ekonomiskt perspektiv, motiveras styrmedel riktade mot förbränning av fossila bränslen av att koldioxidutsläppen utgör ett marknadsmislyckande. Koldioxidutsläppen är en s.k. (negativ)

externalitet, det vill säga de orsakar externa kostnader som en negativ bieffekt av förbränningen av fossila bränslen. Dessa kostnader återspeglas inte i förorenarens produktionsbeslut och är därmed ingen privatekonomisk kostnad men väl en samhälls-ekonomisk kostnad. Detta innebär att den privatekonomiska kostnaden för förbränning av fossila bränslen är lägre än den samhälls-ekonomiska kostnaden. Om inte denna kostnadsskillnad synliggörs (exempelvis, internaliseras med hjälp av en koldioxidskatt) för de anläggningar som förbränner avfall, kan en större mängd avfall förbrännas och ge upphov till större utsläpp av koldioxid än vad som är samhällsekonomiskt önskvärt.

Problemet försvåras ytterligare av att de externa effekterna saknar marknadsprissättning (i fallet med utsläpp av koldioxid finns det i dag en skatt och ett handelssystem med utsläppsrätter som prissätter denna externalitet). Det krävs andra metoder för att bestämma storleken på dessa kostnader. Vidare är svårigheterna med att utforma en samhällsekonomiskt optimal politik inte bara relaterade till bristen på information om skadeeffekter och kostnader utan även till att kollektiva beslut om politiska ambitioner inte alltid kan – och inte heller bör – tas utifrån en strikt ekonomisk avvägning mellan nytta och kostnader.

4.2.3 Vad betraktas som en kostnad?

Av intresse i detta sammanhang är de *samhällsekonomiska* kostnader som är kopplade till uppfyllandet av uppsatta politiska mål. Enligt ekonomisk teori är den samhällsekonomiska kostnaden lika med den privatekonomiska kostnaden plus eventuella externa kostnader och är oftast på något sätt relaterad till en real resurs-åtgång (av till exempel arbetskraft, energi, realkapital, material eller miljöpåverkan av något slag). Kostnaden för en specifik åtgärd utgörs därmed av värdet av de resurser som går åt för att genomföra åtgärden. Detta värde är i sin tur definierat som den samhälls-ekonomiska nytta som resurserna hade åstadkommit i sin bästa *alternativa* användning. Att bestämma dessa kostnader är dock ingen enkel uppgift av två skäl (emellertid, på en fungerande marknad sammanfaller däremot detta värde med resursernas marknadspris):

1. Det första skälet är att kostnaderna ska inkludera även värdet av de externa effekter som uppstår, och dessa är som påpekats svåra att bestämma.

2. Det andra skälet är att ekonomiska kostnader ofta i hög grad är kontextberoende (t.ex. uppfattning av moralisk skyldighet) och i begränsad omfattning givna av en viss teknologi.

Detta demonstrerar att det är mycket svårt att innan ett styrmedel införts (utifrån ingenjörsmässiga beräkningar) beräkna alla de åtgärds-kostnader som följer av införandet av ett visst styrmedel, och inte minst förutse hur kostnaderna kommer att fördela sig mellan olika aktörer. På samma sätt blir det också svårt att efter ett styrmedel införts utvärdera kostnadseffektiviteten av ett styrmedel med hjälp av teknologispecifika data.

Dessa svårigheter är nära relaterade till den vanliga ekonomiska kritiken som riktas mot planekonomiska system; den informationsmängd (om ekonomins aktörer och deras beteende) som krävs för att med centraliserade beslut åstadkomma en effektiv resursallokering är så oerhört omfattande att uppgiften blir omöjlig, och om den trots allt genomförs riskerar den att ställa till med mer problem än vad den lyckas lösa.

Detta stärker slutsatsen att i de fall då kostnadseffektivitet är ett centralt kriterium i valet mellan olika styrmedel är ekonomiska styrmedel överlag att föredra. Det som inte minst är kännetecknande för ekonomiska styrmedel är att de "endast" via pris-signaler ger incitament till att vidta åtgärder som bidrar till uppfyllandet av ett givet mål, men de lämnar åt den enskilde aktören att själv bedöma vilken åtgärd (eller mix av åtgärder) som är billigast.

4.2.4 Kostnadseffektivitet och kvantitativa mål

I många fall kan det, som nämnts ovan, vara svårt att utforma en optimal politik enbart på basis av bedömningar om skadeeffekter och dess kostnader. Det innebär att många kvantitativa politiska mål (t.ex. mål om att 50 % av hushållsavfallet till år 2010 ska materialåtervinnas, inklusive biologisk behandling) också bestäms utifrån denna osäkerhet. Detta är ofta fallet med många av de avfalls-, klimat- och energipolitiska målen. Den ekonomiska analysens roll blir då att bl.a. bedöma hur dessa mål kan uppfyllas till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad.

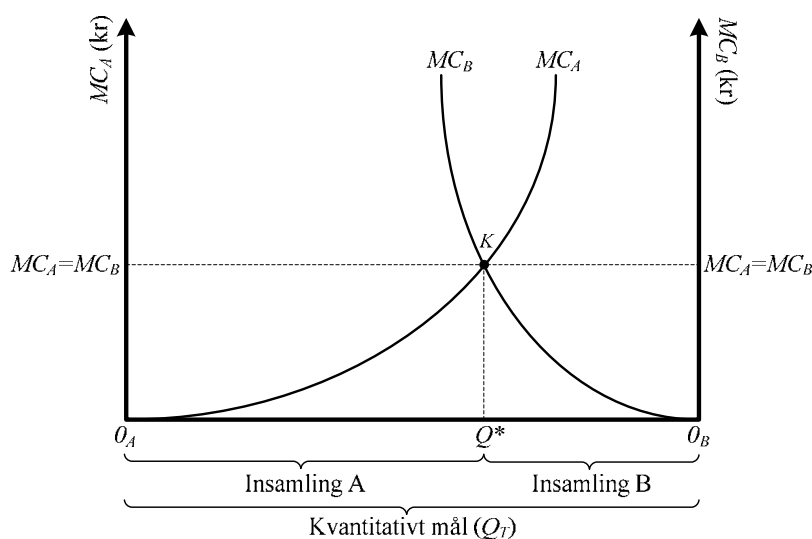
Om ett infört styrmedel säkerställer att ett kvantitativt mål nås till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad, kan det i detta sammanhang betraktas som kostnadseffektivt, *givet* det kvantitativa

målet. I stället handlar mycket av kostnadseffektiviteten om hur ansvaret för det kvantitativa målet ska fördelas mellan olika aktörer. Ett nödvändigt villkor för kostnadseffektivitet är att marginalkostnaden för genomförda åtgärder är lika för alla påverkade aktörer. Det är också viktigt att påpeka att kostnadseffektivitet inte är desamma som ”billigt”. Ett styrmedel som medverkar till att uppfylla ett ambitiöst politiskt mål kan innebära dyra åtgärder men trots allt vara det styrmedel som uppnår målet till den lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad.

Vi kan exemplifiera det ekonomiska villkoret för att kostnadseffektivt uppnå ett kvantitativt mål genom att tillämpa det på insamlingen av förpackningar – ett högst relevant exempel från avfallsområdet. Exemplet bygger på s.k. spatial (rumslig) kostnadseffektivitet, men principen är generell. Figur 2 illustrerar marginalkostnadskurvor (MC) för insamlingen i två områden (område A och B). Marginalkostnaden definieras här som kostnaden för att samla in ytterligare en enhet förpackningar (exempelvis ett ton). Som figuren visar stiger marginalkostnaden vid högre insamlingsnivåer. Notera att i figuren läses område A:s insamlade kvantitet från vänster till höger och område B:s insamling från höger till vänster. För båda områdena gäller att första tonnet förpackningar kan samlas in med förhållandevis billiga åtgärder, medan ytterligare insamling endast kan åstadkommas med hjälp av kostnadsökande åtgärder. Längden på den horisontella axeln visar den totala insamlingskvantiteten som stipuleras av det politiska målet (Q_T).

Det ekonomiska villkoret för kostnadseffektivitet säger i detta fall att marginalkostnaden måste vara lika för de olika områdena. Om så inte är fallet går det att minska de totala samhällsekonomiska kostnaderna om ytterligare omfördelningar av insamlingsnivåerna mellan områdena sker. Enbart i punkt K är villkoret uppfyllt där område A står för en relativt större andel av insamlingen jämfört med område B. Den totala kostnaden för att uppnå insamlingsmålet motsvaras av ytan under respektive marginalkostnadskurva upp till punkt K . Endast i punkt K finns det inte längre någon möjlighet att sänka de totala kostnaderna genom att omfördela insamlingsbördan mellan områdena.

Figur 2: Schematisk presentation av kostnadseffektivitetskriteriet



4.2.5 Styrmedel för kostnadseffektivitet

Figur 2 illustrerar villkoret som måste gälla för att ett kvantitativt politiskt mål ska uppfyllas kostnadseffektivt. Frågan om vilken typ av styrmedel som generellt främjar kostnadseffektivitet kvarstår dock. Figur 3 bygger vidare på den information som presenterades i Figur 2 genom att inkludera de faktiska insamlingsnivåerna då olika styrmedel implementeras i syfte att nå det politiskt uppsatta insamlingsmålet.

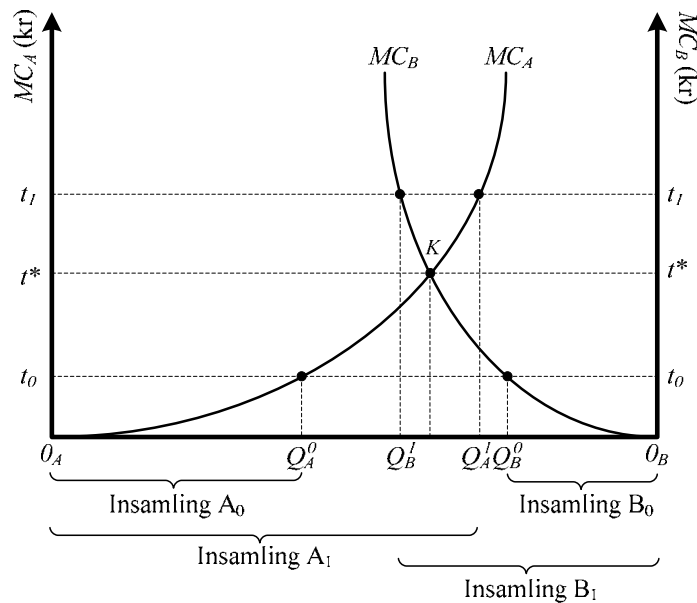
Prisbaserat styrmedel

Vi kan börja med att anta att en deponiskatt (τ) införs och som är konstant för varje ton förpackningar som deponeras.¹ Vi antar också att insamlingen i båda områdena strävar efter att minimera insamlingskostnaderna. Vid införandet av deponiskatten jämförs kostnaderna för att öka insamlingen med de kostnader som skatten innebär. I Figur 3 framgår det att det är kostnadseffektivt för

¹ I praktiken finns det redan en deponiskatt, men den avser deponering av avfall mer generellt. En specifik deponiskatt på förpackningar väljs enbart i syfte att mer tydligt illustrera kostnadseffektiviteten av olika styrmedel och återspeglar inte några resultat av utredningen.

område A att samla in Q_A^0 ton förpackningar. För högre insamlingsnivåer är det billigare att betala skatten jämfört med att öka insamlingen ytterligare. På motsvarande sätt är det kostnadseffektivt för område B att samla in Q_B^0 ton förpackningar. Vidare framgår det i figuren att en skatt på motsvarande t_0 kronor per ton medför att det kvantitativa målet inte kommer att uppfyllas eftersom $Q_A^0 + Q_B^0$ är mindre än insamlingsmålet (Q_T). Skatten är för lågt satt. På motsvarande sätt kommer en skatt motsvarande t_1 att resultera i en för hög insamling jämfört med vad som är önskvärt. Både t_0 och t_1 innebär kostnadseffektiva insamlingsnivåer eftersom marginalkostnaden är lika stora men måluppfyllelsen brister. Det kvantitativa målet nås genom att sätta skatten lika med t^* . I denna punkt är marginalkostnaden lika för bägge kommunerna så att kostnadseffektivitet råder och insamlingsmålet nås. Eftersom det är svårt för den reglerande myndigheten att exakt känna till marginalkostnadskurvornas utseende blir det också svårt att direkt sätta skatten på "rätt" nivå. Samtidigt är det viktigt att påpeka att oavsett insamlingsnivå främjar skatten kostnadseffektivitet men kan innebära en varierande måluppfyllelse.

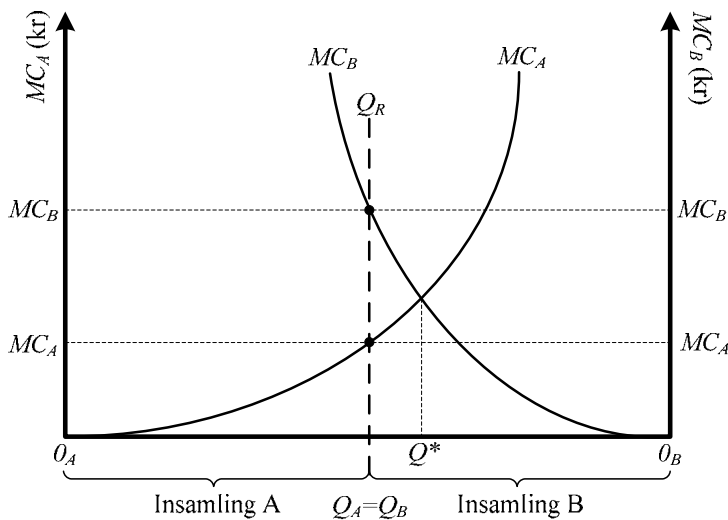
Figur 3: Kostnadseffektivitet och måluppfyllelse av en skatt



Kvantitativt styrmedel

Om insamlingen regleras så att varje område måste samla in en given mängd förpackningar förändras utfallet jämfört med införandet av en skatt. I detta fall blir måluppfyllelsen ofta hög eftersom summan av insamlingsnivåerna i de olika områdena kan bestämmas genom beslut "utifrån", men kostnadseffektiviteten är mer tveksam. Det finns som regel få skäl att tro att detta leder till en bördefördelning som motsvarar en kostnadseffektiv fördelning (dvs. där marginalkostnaderna är lika höga för de olika områdena). I Figur 4 antas det att områdena åläggs att samla in en lika stor mängd förpackningar, och att summan av insamlingarna är lika med det totala insamlingsmålet (Q_T). Detta utfall motsvaras av den vertikalt streckade linjen i figuren (Q_R). Fördelningen är inte kostnadseffektiv, eftersom det är möjligt att uppnå exakt samma insamlingsmål till en lägre kostnad genom att omfördela åtagandena från område B till A. Den extra kostnaden som uppstår för denna typ av styrmedel (jämfört med den kostnadseffektiva lösningen) motsvaras av ytan mellan de två marginalkostnadskurvorna i det intervall som avgränsas av Q^* och Q_R . Ju större kostnadsskillnad mellan områdena desto högre blir också den potentiella extra kostnaden för en direkt reglering och desto viktigare blir det (ur kostnadseffektivitetssynpunkt) att använda en skatt.

Figur 4: Kostnadseffektivitet och måluppfyllelse av en kvantitativ reglering



Ett konkret exempel från avfallsområdet gäller målsättningen om 65 % återvinning av wellpapp i Sverige. Enligt Berglund (2004)² varierar den ekonomiskt optimala återvinningen mellan 51 % och 72 % för olika kommuner inom ramen för 65 % återvinning för landet som helhet. Viktiga parametrar i den optimeringen (icke-linjär optimeringsmodell) är avståndet till pappersbruk samt befolkningstätheten. Kostnaden för en likformig återvinning i alla kommuner är cirka 50 % högre än vid en optimal rumslig fördelning av återvinningen. Annorlunda uttryckt, så bör ambitionen på insamlingsnivåer vara högre i tätbefolkade områden som ligger relativt nära pappersbruk än i andra områden.

Sammanfattning

Exemplet ovan visar sammanfattningsvis att ekonomiska styrmedel som ”sätter ett pris” på ett icke-önskat beteende främjar en kostnadseffektiv lösning mer än kvantitativa styrmedel som stipulerar att en viss given mängd ska uppnås oberoende av vilka förutsättningar som finns. I fallet ekonomiska styrmedel väljer aktören själv att öka/minska sitt åtagande upp till den punkt där marginalkostnaden för detta är lika med ”prislappen” för det icke-önskade beteendet. Vidare, i de fall då skattesatserna differentieras – på ett sätt som inte kan motiveras utifrån miljöeffekt – blir utfallet inte kostnadseffektivt eftersom marginalkostnaderna då skiljer sig åt mellan aktörer.

4.2.6 Kostnadseffektivitet med olika tidsperspektiv

Beroende på tidsperspektivet finns det olika aspekter av kostnadseffektivitet. Vanligtvis görs det en distinktion mellan kort- och långsiktig kostnadseffektivitet. Denna distinktion är viktig eftersom vissa åtgärder som på kort sikt kan vara relativt dyra likväl främjar kostnadseffektivitet på lång sikt (se exempelvis Jacobsson, 2002³; Johansson, 2004⁴). Alternativt kan det finnas åtgärder som

² Berglund, C. (2004). Spatial cost efficiency in waste paper handling: the case of corrugated board in Sweden. *Resources, conservation and recycling*, 42(4):367–387.

³ Jacobsson, S. (2002). Att omvandla energisystemet – reflektioner kring ”Handel med certifikat. Ett nytt sätt att främja el från förnybara energikällor” SOU 2001:77. *Ekonomisk Debatt*, 30(3):265–270.

medför låga kortsiktiga kostnader, men om de genomförs kan det innebära att långsiktiga kostnadseffektiva åtgärder fördröjs. Kortsiktig kostnadseffektivitet (ett statiskt perspektiv) kan definieras som uppfyllandet av ett politiskt mål till lägsta möjliga kostnad vid en given tidpunkt. Långsiktig kostnadseffektivitet (ett dynamiskt perspektiv) innebär att hänsyn måste tas även till när i tiden olika åtgärder bör ske för att minimera framtida kostnader. I en utvärdering av kostnadseffektiviteten av olika styrmedel är det därmed viktigt att identifiera om det finns risk för eventuella "tidsmässiga snedvridningar". Denna typ av snedvridning kan uppstå på grund av olika skäl; två av dessa kommer att diskuteras nedan:

1. Inlärningseffekter.
2. Förekomsten av osäkerhet om framtida styrmedel och mål.

Inlärningseffekter

Inlärningseffekter bygger på att investeringar i en åtgärd i dag reducerar framtida investeringskostnader i samma åtgärd på grund av att aktörerna lär sig av sina erfarenheter. Detta gäller inte bara företag utan även i stor utsträckning hushåll. Till exempel kan det för ett hushåll vara relativt tidskrävande att initialt lära sig vilka delar av hushållsavfallet som kan återvinnas och vilken behållare de olika avfallsfraktionerna ska läggas i. Med tiden bygger dock hushållet upp en erfarenhet och kan därmed reducera tidsåtgången för sortering och inlämning av återvinningsbart avfall. Kostnaden för en åtgärd är med andra ord inte given (såsom ofta antas i ett statiskt perspektiv) utan påverkas av den faktiska investeringsnivån (i form av tid eller pengar), tidsperspektivet och således också av styrmedel.

En viktig policylärdom av detta är att det ofta inte går att vänta på att vissa åtgärder ska bli billigare för på så sätt påskynda nya investeringar, utan det är först när investeringar sker som kostnadsreduktionerna följer. Rosendahl (2004)⁵ visar exempelvis att vid förekomsten av inlärningseffekter för olika klimatåtgärder håller inte längre den enkla regeln för kostnadseffektivitet (att margi-

⁴ Johansson, B. (2004). *Klimatpolitiska styrmedels funktion och möjliga effekter*. Rapport nr. 56, Miljö- och energisystem, Lunds universitet.

⁵ Rosendahl, K.E. (2004). Cost Effective Environmental Policy: Implications of Induced Technological Change. *Journal of Environmental Economics and Management*, 48:1099–1121.

nalkostnaderna ska vara lika för alla aktörer). I stället ska aktörer med en låg inlärningseffekt mötas av en låg skatt och aktörer med en hög inlärningseffekt mötas av en hög skatt. Detta illustrerar att ett styrmedel som främjar statisk kostnadseffektivitet inte är dynamiskt kostnadseffektivt så länge som storleken på inlärningseffekterna skiljer sig åt mellan aktörer och åtgärder. Den praktiska relevansen av detta kan dock ifrågasättas av minst två orsaker:

1. Empiriska studier tillhandahåller mycket få handfasta riktlinjer om inlärningseffekternas absoluta – och kanske ännu viktigare – relativa storlek. Detta gör det svårt att ex ante utforma styrmedel på ett långsiktigt kostnadseffektivt sätt, men även att ex post utvärdera kostnadseffektivitet.
2. Förekomsten av inlärningseffekter innebär att det föreligger åtminstone två typer av marknadsmisslyckanden,⁶ och detta motiverar i sin tur användandet av fler än ett styrmedel.

Osäkerhet om framtida styrmedel och mål

En andra orsak till att implementeringen av åtgärder avsedda att uppnå ett givet politiskt mål kan snedvridas över tiden är förekomsten av osäkerhet om framtida styrmedel och målförändringar. En sådan osäkerhet gör att det styrmedel som implementerats inte säkerställer att marginalkostnadsvillkoret håller vid alla tidpunkter. Den tidsmässiga snedvridning som kan uppstå är ett resultat av politiska villkor/regler som undergräver styrmedlets kostnadseffektivitet. Även om exempelvis en bred tillämpad koldioxidskatt gynnar statisk kostnadseffektivitet, kan större – och på sikt kostnadseffektiva – investeringar skjutas på framtiden om aktörerna tror att koldioxidskatten kommer att avskaffas under investeringens livslängd. I detta fall är således koldioxidskatten som sådan inte ett tillräckligt villkor för kostnadseffektivitet, utan det krävs också en trovärdig politisk långsiktighet.

⁶ Utöver den negativa externa effekten som styrmedlet implementeras att korrigera för finns det också en positiv extern effekt av att investeringar i en teknologi som ger upphov till kostnadsreduceringar gynnar många andra investerare. Eftersom varje investerare inte kan tillgodoräkna sig alla fördelar av sina genomförda åtgärder kommer den totala investeringsaktiviteten (och sålides också kostnadsreduktionerna) att vara för låg ur ett samhälls-ekonomiskt perspektiv, och det finns ett legitimt skäl för staten att explicit – kanske genom subventioner – stimulera fram fler investeringar.

4.2.7 Ett styrmedel per mål

Att utvärdera kostnadseffektiviteten av olika styrmedel handlar om att relatera åtgärdskostnader till uppfyllandet av ett visst mål; en relevant utvärdering förutsätter således att styrmedlens mål är någorlunda väldefinierade. I praktiken är de svenska styrmedlen ofta inte så entydiga i sin utformning, vilket inte minst gäller avfallsförbränningsskatten. Vissa styrmedel är avsedda att uppfylla flera mål samtidigt. Även om detta vid en första anblick kan te sig effektivt ur ett administrativt perspektiv (eftersom den reglerande myndigheten tror sig kunna uppnå flera mål men bara behöver administrera ett styrmedel) finns det dock ganska litet stöd för denna hållning i den ekonomiska litteraturen. Snarare framhålls där vikten av att tillämpa ett styrmedel för varje mål, samt att valet av styrmedel och utformningen av detsamma ska bestämmas av vilken typ av marknadsmisslyckande som styrmedlet ska korrigeras för. Dessa egenskaper är viktiga för styrmedlens ekonomiska effektivitet, men även för att de ska vara möjliga att utvärdera på ett bra sätt.

4.2.8 Avslutande kommentarer

Vi har i detta avsnitt diskuterat en rad frågor som är viktiga att reda ut i samband med en utvärdering av kostnadseffektiva ekonomiska styrmedel för avfall som förbränns. Speciellt två av dessa frågor förtjänar att upprepas inför kommande kapitel. Den första har att göra med behovet att analysera styrmedlens utformning och de incitament de ger upphov till snarare än att explicit försöka beräkna kostnaderna för de åtgärder som styrmedlet stimulerat fram. Villkoret att styrmedlet ska ge samma incitament på marginalen för alla aktörer/åtgärder är vägledande. Den andra viktiga frågan rör identifieringen av det/de mål som ska ligga till grund för analysen. Syftet med politiska styrmedel är ytterst att korrigeras för marknadsmisslyckanden, det vill säga ge incitament till marknadsaktörerna att vidta de samhällsekonomiskt lönsamma åtgärder som de inte självmant hade valt.

4.3 Relativprisernas betydelse

En viktig aspekt i energiskattediskussioner är relativprisernas betydelse, så även för denna utredning, se kapitel 7. Det är relativpriserna som bestämmer företags och individers beteende – inte de absoluta priserna. Det är relativpriserna som bestämmer valet av teknologi inom näringslivet respektive fördelningen av hushållens konsumtion på olika varor och tjänster. En skatteväxling utgör de facto ett försök att temporärt ta ett steg tillbaka i relativprisutvecklingen, att göra energin dyrare relativt övriga produktionsfaktorer (och speciellt relativt arbetskraft) respektive övriga varor och tjänster. Försöket är temporärt i den betydelsen att den ekonomiska tillväxten gradvis ökar kostnaderna för arbetskraften och återställer de ursprungliga relativpriserna – såvida inte denna trend motverkas av nya skatteväxlingar.

Ett drastiskt, och därför utmärkt pedagogiskt, exempel på effekterna av skatteväxling, i betydelsen relativprisvridning, utgör utvecklingen i Östeuropa (och det gamla Sovjetunionen). Före revolutionen 1989 var priserna på energi och kapital mycket låga samtidigt som dessa ekonomier karakteriserades av s.k. brist på arbetskraft, dvs. arbetskraften var dyr. Därigenom främjades tung, energiintensiv industri. Efter revolutionen förändrades relativprisstrukturen radikalt, nästan över en natt. Prisliberaliseringen innebar världsmarknadspriser på energi och kapital samtidigt som den låga produktivetsnivån nu visade sig i mycket låga löner. I många länder i Östeuropa möter näringslivet och hushållen energipriser som är mer än 10 gånger så höga som i Västeuropa. Låt oss illustrera med ett par grova räkneexempel där vi jämför det fattigaste EU-landet med genomsnittet för euroområdet.

Näringslivet har i stort sett samma världsmarknadsbestämda elpriser i hela Europa. Låt oss anta att det europeiska elpriset för näringslivet uppgår till ca 350 kr per MWh. Enligt Eurostat var genomsnittslönen per timma i industri och tjänstesektorerna år 2005 motsvarande ca 10 kr i Bulgarien och ca 200 kr inom euroområdet. Elpriset i termer av timlönen uppgick då till 35 i Bulgarien men endast till 1,75 inom euroområdet, dvs. det bulgariska näringslivet möter ett elpris ca 20 gånger högre än näringslivet inom euroområdet.

Lättast att observera på hushållssidan är skillnaderna i bensinpriser mellan länder, i hög grad världsmarknadsbestämda i länder med låga skatter. Låt oss utgå från ett bensinpris i Bulgarien på 4 kr

per liter och 10 kr per liter inom större delen av EU. Priset för en liter bensin uppgår då till 0,4 i Bulgarien medan det uppgår till 0,05 inom euroområdet, dvs. bensinpriset var ca 8 gånger högre i Bulgarien än inom euroområdet.

Dessa höga energipriser är av övergående natur. De sjunker gradvis allteftersom den ekonomiska tillväxten i dessa ekonomier resulterar i högre löner. När levnadsstandarden i Östeuropa gradvis närmar sig den västeuropeiska kommer arbetskraftskostnaderna att stiga. Därmed kommer denna initialt drastiska relativprisförändring gradvis att återställas. Så småningom kan vi räkna med att de östeuropeiska energipriserna åter har sjunkit till nivån i Västeuropa.

Även om relativprisvridningen är det grundläggande syftet bakom skatteväxlingspolitiken förbises detta ofta när det gäller beskattningen *inom* energisektorn. Att kräva höjd skatt på elenergi, allt annat lika, är exakt detsamma som att kräva lägre pris på fossila bränslen. I vissa fall kan pris-kvantitetssambanden mellan olika energislag (den s.k. korspriselasticiteten) vara betydligt högre än för ett enskilt bränsle (den s.k. egenpriselasticiteten). Ett aktuellt exempel gäller bensin och etanol där egenpriselasticiteten för respektive bränsle torde vara mycket låg, men där korspriselasticiteterna mellan bensin och etanol uppenbarligen är mycket hög.

Som diskuteras i avsnitt 7.6.5 påverkar förbränningskatten ett antal olika relativpriser och inte endast relativpriset mellan koldioxidemissioner från hushållsavfall och från fossila bränslen utan också t.ex. relativpriset mellan hushållsavfall och verksamhetsavfall, dvs. skatten gör verksamhetsavfall relativt billigare. I avsaknad av ekonomiska analyser är det dock svårt att bilda sig en uppfattning om storleken på olika relevanta korspriselasticiteter.

5 Avfallsmarknaden

5.1 Introduktion till avfallsmarknaden

Avfallsmarknaden består av en mängd delmarknader med olika karaktär.¹ Verksamheten varierar från småskalig till storskalig och företagen är mer eller mindre vertikalt integrerade.² Medan vissa marknader har monopolkaraktär är andra konkurrensutsatta. Denna variation följer av att avfallshanteringen består av flera olika hanteringssteg och att olika delmarknader är mer eller mindre reglerade. På dessa delmarknader har både privata företag och kommuner verkat sedan lång tid. Såväl kommuner som företag har agerat som köpare och säljare av avfallstjänster. Ett exempel på detta är att ett privat tillverkningsföretag varit köpare av insamlingsstjänster som tillhandahållits av en privat entreprenör, och där själva bortscaffandet skett genom ett kommunägt bolag. Ett annat exempel är att kommunen har varit köpare av tjänster som utförts av privata företag. I samband med att producentansvaret infördes tillkom nya aktörer på marknaden genom de materialbolag som bildades.

Särskilt i insamlingsledet är avfallshanteringen i hög grad en lokal företeelse. Detta innebär att lokal närvaro är nödvändig för att kunna erbjuda den service som krävs oavsett avfallsslag. Detta gäller både privata företag och kommunägda aktörer. Som en följd kan lokala aktörer, oavsett ägarform, skaffa sig en betydande lokal eller till och med regional dominans. Om en aktör dominerar alla viktiga led i hanteringen för ett visst avfallsslag kan det skapa konkurrensproblem.

Långa transporter har varit nödvändiga för att utnyttja unika behandlingsresurser som för exempelvis farligt avfall. Detsamma

¹ Texten i detta avsnitt baseras på två rapporter från Naturvårdsverket: *Marknaden för avfallshandling* (2004) samt *Strategi för hållbar avfallshandling: Sveriges avfallsplan* (2005).

² Mer vertikal integration avses att ett företag sköter produktion i olika led i en varus tillverkning och/eller distribution.

gäller också avfall för materialåtervinning. Under senare år har, som en följd av nya styrmedel, regleringar och ökad marknads-konkurrens, både avfallet från näringsverksamhet och ibland också hushållsavfall, kommit att transporteras längre sträckor än vad som tidigare varit fallet. Gränsöverskridande transporter av avfall före-kommer såväl inom EU som till och från världen i övrigt.

5.2 Marknadsstruktur

Enligt Konkurrensverkets rapport *Upphandling av avfallstjänster* (2008) fanns det år 2007 ca 1 760 företag verksamma på den svenska avfallsmarknaden.³ År 2006 omsatte företagen på avfalls-marknaden knappt 35 miljarder kronor vilket motsvarade drygt en procent av Sveriges BNP. Företagen på avfallsmarknaden kan skilja sig åt väsentligt avseende verksamheten. Vissa företag utför såväl insamling som behandling av flera typer av avfall, medan andra företag enbart är inriktade på insamling eller behandling av speci-fika avfallskategorier, exempelvis farligt avfall.

Införandet av producentansvaret och inskränkningar i kommu-nernas ansvar för verksamhets- respektive farligt avfall har medfört att en viktig tillväxtsektor har uppstått för privata företag att öka sin marknadsandel på. Producentansvaret har i vissa fall medfört att producenter bildat gemensamma materialbolag som fått i uppgift att ta hand om insamling och hantering av bl.a. producenternas förpackningar. Figur 5 ger en schematisk bild av avfallsmarknaden.

³ Här avses bolag som verkar under näringsgrenarna Återvinning av skrot och avfall av metall (SNI 37100), Återvinning av skrot och avfall av icke-metall (SNI 37200), Partihandel med metallavfall och metallskrot (SNI 51572), Partihandel med avfall och skrot av icke-metall (SNI 51573), Avloppsrening (SNI 90010), Insamling, sortering, och omlastning av icke miljöfarligt avfall (SNI 90021), Kompostering och rötning av icke miljöfarligt avfall (SNI 90022), Deponering av icke miljöfarligt avfall (SNI 90023), Insamling, mottagning, omlastning och mellanlagring av miljöfarligt avfall (SNI 90024), Behandling och slut-förvaring av miljöfarligt avfall (SNI 90025), Övrig avfallshantering (SNI 90026) samt Renhållning och sanering samt efterbehandling av jord och vatten (SNI 90030)

Figur 5: Schematiskt bild av vilket avfall som i dag omfattas av kommunens ansvar

Kommunalt monopol och ansvar		Konkurrensutsatt del
Avfall från hushåll*	Jämför- ligt avfall*	Övrigt verksamhetsavfall

* Ej producentansvar

När det gäller hushållsavfall tyder mycket på att privata företag i större utsträckning är verksamma inom *insamling och transport*, medan *behandling* av hushållsavfall i stor utsträckning omhändertas av offentligt ägda företag. Detta förhållande kan utläsas ur Naturvårdsverket rapport *Marknaden för avfallshantering* (rapport 5408, s. 35 f) där det konstateras att majoriteten av kommunerna anlitar privata företag för insamling av avfall, medan endast 6 % av kommunerna anlitar privata företag för behandling av hushållsavfall. Som förklaring till detta förhållande framhåller Naturvårdsverket bl.a. att de flesta förbränningsanläggningar och deponier som finns i landet ägs av kommunerna. I detta sammanhang kan det konstateras att kommunerna tillsammans med de kommunala bolagen samt de tre stora energibolagen Fortum, Vattenfall och E.ON äger 100 % av den totala avfallsförbränningskapaciteten. De fem största aktörerna inom förbränning av avfall är Fortum, SYSAV, Renova, Tekniska Verken Linköping och Vattenfall.

5.3 Aktörer

5.3.1 Avfallsinnehavare

Alla som ger upphov till avfall är skyldiga att se till att det hanteras i enlighet med gällande regler. Detta gäller såväl privatpersoner som verksamhetsutövare. För en privatperson handlar det till exempel om att sortera avfallet och lämna in det på rätt plats. Samtidigt bestämmer avfallsinnehavaren vem som får i uppdrag att hantera avfallet som insamlas. Undantagen gäller:

- Hushållsavfall där kommunerna har ansvar

- Avfall som omfattas av producentansvar där producenterna i fråga ansvarar.

5.3.2 Producenter

Förutom det lagstadgade producentansvaret för förpackningar, returpapper, bilar, däck, elektriska och elektroniska produkter samt batterier finns dessutom frivilliga åtaganden från branscherna för kontorspapper, byggavfall och lantbruksplast. Ansvaret innebär att den som tillverkar eller importerar en produkt också ser till att avfallet samlas in och tas om hand och återvinns. Syftet är att påverka producenterna att arbeta för att minska mängden avfall och se till att det är mindre farligt och lättare att återvinna.

Producenterna har bildat materialbolag som handlar upp den praktiska hanteringen och ser till att målen uppfylls. Insamling och återvinning finansieras av den avgift respektive materialbolag fördelar på produkter som omfattas av ansvaret.

5.3.3 Privata aktörer

Av de ca 1 760 företag verksamma på den svenska avfallsmarknaden består knappt 60 % av enmansföretag, ca 10 % av företagen har mellan 50 och 249 anställda medan endast 3 % har fler än 250 anställda.⁴ En del av företagen utför såväl insamling som behandling av flera kategorier av avfall, medan andra företag enbart är inriktade på insamling eller behandling av specifika avfallskategorier. När det gäller hushållsavfall är som tidigare noterats privata företag i större utsträckning verksamma inom insamling och transport, medan behandling av hushållsavfall i stor utsträckning omhändertas av offentligt ägda företag.

⁴ Konkurrensverket. (2008). *Upphandling av avfallstjänster*. Rapportserie 2008:4.

5.3.4 Kommuner

Landets 290 kommuner ansvarar för insamling, transport, återvinning och bortskaffande av hushållens avfall, utom för de produktslag som omfattas av producentansvar. Kommunerna deltar i insamlingen av batterier samt elektriska och elektroniska produkter inom ramen för producentansvaret.

Kommunerna har även ansvar för att upprätta en kommunal renhållningsordning som består av avfallsplan och föreskrifter om kommunal avfallshantering. Hanteringen av avfall inom kommunernas ansvar finansieras av separata avgifter till berörda fastighetsägare. Hanteringen finansieras alltså som regel inte via kommunalskatten.

Kommunerna kan själva välja hur man vill organisera sin avfallshantering. Detta följer av det grundlagsreglerade kommunala självstyret. Över hälften av kommunerna (54 %) har valt förvaltningsformen, medan resten av kommunerna utövar sitt ansvar för avfallshanteringen genom kommunala bolag, egna eller samägda med andra kommuner. Det finns 53 helägda kommunala bolag och 18 regionbolag inom avfallsområdet. För många kommuner är samverkan en naturlig verksamhetsform för att uppnå största möjliga miljö- och samhällsnytta, för att hantera avfallet på ett kostnadseffektivt sätt och för att säkra den kompetens som krävs. Samverkan kan ske i gemensam nämnd, kommunalförbund eller i kommunalt regionbolag. 26 kommuner ingår i totalt 7 kommunalförbund. Det finns också kommuner som samverkar kring enskilda frågor, till exempel i gemensamma upphandlingar.

Hushållsavfall samlas in till ungefär lika delar genom kommunen i egen regi eller genom anlitan av privata företag. Trenden är att ytterligare konkurrensutsätta verksamheten och handla upp privata tjänster. Den vidare behandlingen av hushållsavfallet sker av kommunal förvaltning eller genom kommun- eller privatägda bolag. Privata energibolag har under senare år köpt upp några kommunägda anläggningar som förbränner både hushållsavfall och övrigt avfall.

Kommunerna utövar i egenskap av myndighet också prövning av mindre verksamheter (så kallad anmälan) samt tillsyn. Oftast ansvarar kommunerna för tillsyn, men för vissa större anläggningar ansvarar länsstyrelserna för tillsynen. Tillsynsmyndigheter griper in när miljöbalkens regler inte följs.

5.4 Avfallskategorier och ansvarsfördelning

5.4.1 Miljöbalkens definitioner

I 15 kapitlet 1 § miljöbalken definieras avfall enligt följande: ”Med avfall avses varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med”. Den svenska definitionen överensstämmer med den EG-rättsliga. Avfall är ett övergripande begrepp vars definition innehåller ett flertal underdefinitioner. De två underdefinitionerna hushållsavfall, som definieras i miljöbalken (se avsnitt 5.3.2), och verksamhetsavfall, som inte definieras i lagtext (se avsnitt 5.3.3), beskriver i vilken regi avfallet uppkommit.

Allt avfall ska tas om hand på ett korrekt sätt, utifrån avfallets egenskaper, för att inte orsaka skador på människor eller natur. I Sverige är ansvaret för avfallet fördelat på:

- Kommunerna, som ansvarar för hushållens avfall.
- Producenterna, som ansvarar för sina respektive produktgrupper.
- Övriga avfallsinnehavare, i praktiken industrin/näringslivet, när ansvaret för avfallet inte faller på de två övriga.

Avfall inom producentansvaret kan uppstå både som hushållsavfall och som verksamhetsavfall. Producentansvaret innebär i huvudsak att det är den som tillverkar eller importerar produkter som skall ansvara för att samla in och sedan se till att återanvända, återvinna eller ta hand om avfallet på annat miljövänligt sätt.

Utöver avfallsdefinitioner som specificerar var avfall uppkommit och vem som producerat produkten som till slut blir avfall så görs det åtskillnad mellan farligt avfall och icke-farligt avfall. Farligt avfall kan vara hushållsavfall som samtidigt omfattas av producentansvar, exempelvis en bil eller en tv från ett hushåll. Samtidigt kan verksamhetsavfall vara både farligt och icke-farligt avfall som kan omfattas av producentansvar eller inte.

5.4.2 Hushållsavfall

I 15 kapitlet 2 § miljöbalken finns en definition av hushållsavfall, vilken lyder: *”Med hushållsavfall avses avfall som kommer från hushåll samt därmed jämförligt avfall från annan verksamhet”*.

Med *jämförligt avfall* menas *”avfall från industrier, affärsrörelser och annan likartad verksamhet som i renhållningssammanhang är jämförligt med avfall som kommer från hushåll”*. Det är sådant avfall som uppkommer som en direkt följd av att människor, oavsett ändamål eller verksamhet, uppehåller sig inom en lokal eller i en anläggning. Som exempel kan nämnas avfall från personalmatsalar, restaurangavfall och toalettavfall (prop. 1997/98: 45). Vad som mer exakt ingår i begreppet ”jämförligt avfall” är svårtolkat. Detta kan i vissa avseenden vara problematiskt t.ex. åligger det kommunen att transportera hushållsavfall till behandlingsanläggning, och endast kommunen eller den som kommunen anlitar får sköta sådan avfallstransport.

I arbetet med att tydliggöra ansvarsfördelningen mellan kommuner och privata aktörer skickade Naturvårdsverket, i två omgångar under 2007, ut förslag till vägledning på remiss. Förslaget väckte protester från flera aktörer och i avvaktan på en eventuell ändring av definitionen har endast en begränsad vägledning om begreppet hushållsavfall getts ut.

5.4.3 Verksamhetsavfall

Det avfall som genereras av industrier, affärer, entreprenadverksamheter med flera benämns ofta som verksamhetsavfall. Till skillnad från hushållsavfall är verksamhetsavfall avfall som uppkommer i en verksamhetsutövers regi. Verksamhetsavfall definieras inte i lagtext. Verksamhetsavfall kan i vissa fall kallas för industriavfall, processavfall eller liknande beroende på var avfallet uppstår. Verksamhetsavfall hanteras i huvudsak genom privata företag vad gäller insamling och materialåtervinning. Kommunägda aktörer svarar för en betydande del av återvinningen genom förbränning och biologisk behandling samt bortskaffande genom deponering.

5.4.4 Farligt avfall

Farligt avfall är avfall som innehåller ämnen som kategoriseras som farliga ur miljöhanteringsseende. Definitionen görs i 4 § avfallsförordningen (SFS 2001:1063). Allt avfall som innehåller farliga komponenter eller ämnen klassas som farligt avfall. Egenskaper som gör att avfallet klassas som farligt finns i förordningens bilaga 3.

Insamlingen av farligt avfall sker i huvudsak genom privata aktörer. Behandling av farligt avfall sker både genom privata företag och genom kommunerna eller deras bolag. I dag finns bara ett fåtal inhemska behandlingsalternativ, och antalet företag på den svenska marknaden för farliga avfallet är litet. En tendens är därför att både privata och kommunala aktörer allt oftare väljer att föra ut avfallet från Sverige till utländska behandlare.

5.4.5 Avfall som omfattas av producentansvar

Sverige har producentansvar för avfall från produktslagen förpackningar, returpapper, bilar, däck, elektriska och elektroniska produkter samt batterier. Producentansvaret innebär i huvudsak att det är den som tillverkar eller importerar produkter som skall ansvara för att samla in och sedan se till att återanvända, återvinna eller ta hand om avfallet på annat miljövänligt sätt. Producentansvaret definieras i 15 kap. 6 § miljöbalken.

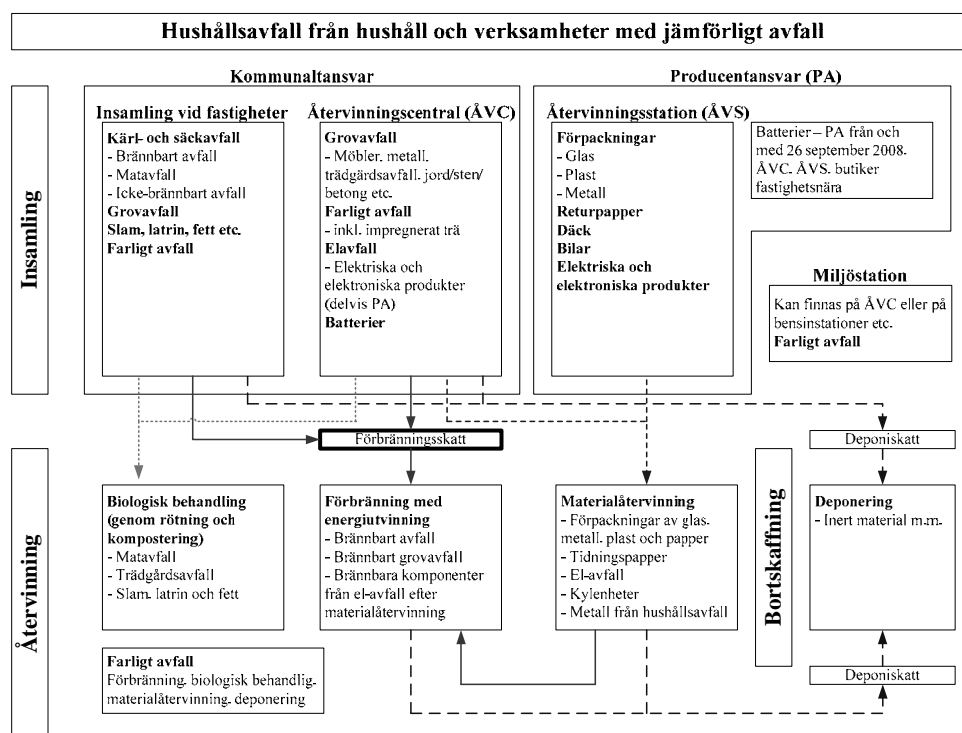
På uppdrag av materialbolagen samlar privata aktörer in större delen av det avfall som omfattas av producentansvaret (förpackningarna och returpappret). Detta avfall återvinns oftast även av privata företag. En mindre andel förpackningar och returpapper som inte materialåtervinns hamnar i hushållsavfallet och återvinns av kommunerna genom förbränning med energiutvinning.

5.5 Flödet av hushållsavfall

Naturvårdsverket redovisar en kartläggning av avfallsuppkomst och avfallsbehandling för år 2006 i sin rapport *Avfall i Sverige 2006*. En liknande kartläggning har tidigare genomförts för år 2004. I sin rapportering använder Naturvårdsverket den av Eurostat anvisade definitionen av avfall från hushåll. Enligt denna anvisning innebär det just "avfall från hushåll". Begreppet avfall från hushåll är därför inte likvärdigt med begreppet "hushållsavfall" som kan uppkomma

både i bostäder och i verksamheter (se avsnitt 5.3.2). "Avfall från hushåll" omfattar allt avfall som kommer från privatpersoner: säck- och kärlavfall; grovavfall; matavfall; källsorterat avfall som omfattas av producentansvar (tidningar, pappersförpackningar, plastförpackningar, metallförpackningar, glasförpackningar, elavfall, batterier) samt hushållens farliga avfall. Till denna kategori räknas även bilar som lämnas till skrotning av privatpersoner, uttjänta däck, läkemedelsavfall samt slam som uppkommer i trekammarbrunnar, septiktankar m.m. I Figur 6 ges en översiktlig bild av flödet för hushållsavfall.

Figur 6 Benämningar, flöden, ansvarsområden och beskattning av hushållsavfall



Källa: Avfall Sverige.

5.6 Behandlingsmetoder

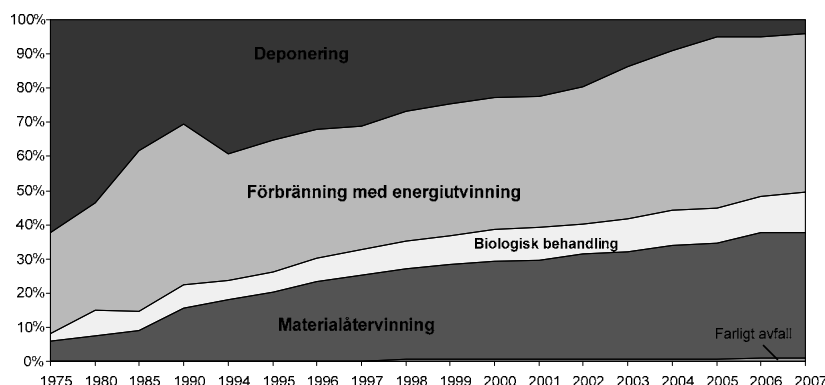
5.6.1 Fördelning mellan olika behandlingsformer

Den statistik som rapporteras av Avfall Sverige i *Svensk avfalls- hantering 2008* visar att den behandlade mängden hushållsavfall i Sverige 2007 uppgick till ca 4,7 miljoner ton, en ökning med 4,8 % jämfört med året innan. I den redovisade mängden ingår hushållsavfall och därmed jämförligt avfall som inkluderar:

- Kärl- och säckavfall.
- Grovavfall inklusive trädgårdsavfall.
- Farligt avfall.
- Jämförligt avfall från bl.a. affärer, kontor, industrier och restauranger.
- Den del av hushållsavfallet som omfattas av producentansvar, även om det inte faller under kommunalt renhållningsansvar.

Av detta gick ca 49 % till materialåtervinning inklusive biologisk behandling, ca 46 % gick till avfallsförbränning med energiutvinning, 4 % deponerades och farligt avfall utgör cirka 1 % av det behandlade hushållsavfallet.

Figur 7 Andelen av olika behandlingsformer, 1975-2007



Källa: www.miljomal.nu och Avfall Sverige.

Mellan åren 2005 och 2007 ökade den totala mängden genererat hushållsavfall från ca 4,4 till 4,7 miljoner ton, en ökning med cirka 8 %. Mellan samma år ökade materialåtervinningen från 1,5 till 1,7 miljoner ton, motsvarande 18 %, och mängden biologiskt behandlat hushållsavfall från 0,45 till 0,56 miljoner ton, motsvarande 24 %. Den deponerade mängden minskade från 0,21 till 0,18 miljoner ton medan mängden hushållsavfall som gick till förbränning med energiutvinning i stor sett är konstant. Totalt sett innebär det att hela ökningen av den totala mängden hushållsavfall mellan 2005 och 2007 genomgår någon form av avfallsbehandling.

5.6.2 Materialåtervinning

Materialåtervinning avser sådan återvinning som medför att andra produktions- eller konstruktionsmaterial ersätts. Exempelvis kan skrot, returpapper och returplast ersätta viss mängd ny råvara i tillverkningen. Vissa avfallslag som askor och schaktmassor kan vara lämpliga att använda som ballastmaterial vid vägbyggnad och då ersätta grus och bergkross.

Den delen av materialåtervinningen som omfattar förpackningar, returpapper, elavfall och det grovavfall som tas tillvara som metallfraktion vid kommunernas återvinningscentraler ökade till 1,74 miljoner ton under 2007 och motsvarar cirka 37 % av det uppkomna hushållsavfallet. I Tabell 1 redovisas materialåtervinningen av hushållsavfall mellan åren 2003-2007 per avfallsfraktion tillsammans med återvinningsgrad och de uppsatta återvinningsmålen.

Tabell 1 Materialåtervinning av hushållsavfall per avfallsfraktion, 2003-2007 med återvinningsgrad och återvinningsmål (tusental ton)

	2003	2004	2005	2006	2007	Återvinningsgrad, 2007 (mål)	
Tidningspapper	424	448	483	483	474	85 %	(75 %)
Kontorspapper	120	128	135	153	164	62 %	
Förpackningar							
<i>Papper</i>	361	375	380	486,8	504	73 %	(65 %)
<i>Metall</i>	31,9	33,5	33,7	33,7	35,3	67 %	(70 %)
<i>Plast</i>	26,3	29,4	31,1	42,1	49,1	*30 %	(70 %)**
<i>Glas</i>	151,2	152	155	159	171,1	95 %	(70 %)
Elektronikavfall	80,1	87	101,5	121,9	129,7	80 %	
Kylenheter	23,5	21,8	25	28	30,5	95 %	
Metall från hushållsavfall	95,8	110	130	150	180	95 %	
Totalt	1314	1385	1474	1658	1738		

* Totalt med energiutvinning 64,6 %.

** Varav 30 % materialåtervinning.

Källa: Avfall Sverige Svensk avfallshantering 2008.

5.6.3 Avfallsförbränning med energiutvinnig

Mängden hushållsavfall som gick till förbränning med energiutvinning ökade med 3,9 % mellan 2006 och 2007. Totalt går cirka 46 % av det behandlade hushållsavfallet till förbränning med energiutvinning. Förutom hushållsavfall eldas också 2,3 miljoner ton övrigt avfall, främst industriavfall. Tabell 2 presenterar de mängder avfall som gick till förbränning med energiutvinning mellan åren 2003 och 2007 samt den energiproduktion som detta gav upphov till.

Tabell 2 Avfall till förbränning (ton) och energiproduktion (MWh), 2003-2007

	2003	2004	2005	2006	2007
Förbränning					
<i>Hushållsavfall</i>	1 867 670	1 944 290	2 181 890	2 107 860	2 190 980
<i>Annat avfall</i>	1 264 860	1 243 840	1 637 440	1 991 940	2 279 710
Summa	3 132 530	3 188 130	3 819 330	4 099 800	4 470 690
Produktion					
<i>Värme</i>	8 613 360	8 548 850	10 168 190	10 270 290	12 151 270
<i>El</i>	687 260	739 060	943 270	1 187 390	1 482 750
Summa	9 300 620	9 287 910	11 111 460	11 457 680	13 634 020

Källa: Avfall Sverige Svensk avfallshantering 2008.

5.6.4 Deponering

Med deponi avses en upplagsplats för avfall. Lagring av avfall kortare tid än tre år före återvinning eller behandling respektive mindre än ett år före bortskaffning (oftast till deponering) utgör inte deponering enligt Avfallsförordningen (SFS 2001:1063). Deponering sker både på renodlade anläggningar för avfallsbehandling och inom industrier där avfallshanteringen är en biverksamhet.

Totalt deponerades ca 190 000 ton hushållsavfall under 2007. Detta är en minskning med 17,5 % jämfört med 2006. Cirka 4 % av hushållsavfallet deponerades år 2007. Sedan deponeringsdirektivet (1999/31/EG) beslutades 1999 har antalet deponianläggningar som tar emot kommunal avfall minskat från ca 300 till att efter den 1 januari, 2009 bestå av ca 80 anläggningar. Utsortering av material för bearbetning, för transport till återanvändning och återvinning samt för energiutvinning pågår på de flesta avfallsupplag.

5.6.5 Biologisk behandling

Biologisk behandling innebär rötning och kompostering av nedbrytbart avfall. Rötning innebär biologisk nedbrytning av organiskt material till biogas under syrefria förhållanden. Kompostering medför biologisk nedbrytning av organiskt material till koldioxid och vatten under syrerika förhållanden. Energin i avfallet som bryts ned avgår i form av värme.

Under 2007 behandlades nästan 12 % av hushållsavfallet genom biologisk behandling, vilket motsvarar cirka 560 000 ton avfall. Det är en ökning med 19,5 % jämfört med 2006. Enligt ett delmål under miljö kvalitetsmålet *God bebyggd miljö* ska 35 % av matavfallet återvinnas genom biologisk behandling, inklusive hemkompostering, senast år 2010. Totalt producerade den biologiska behandlingen 229 GWh biogas samt 336 000 ton gödsel varav 96 % återfördes till jordbruket. Den resterande delen avvattades och/eller efterkomposterades.

5.6.6 Farligt avfall

Hushållen är skyldiga att sortera ut sitt farliga avfall från övrigt hushållsavfall. De flesta kommuner har sedan länge denna skyldighet inskriven i den kommunala renhållningsordningen. Kommunerna har ansvar för farligt avfall som ingår i hushållsavfallet. Ansvaret omfattar insamling, transport och behandling. Ansvaret regleras i miljöbalken, avfallsförordningen och den kommunala renhållningsordningen. Den 1 januari, 2009 trädde det nya producentansvaret för batterier i kraft. Batteriproducenterna blev då ansvariga för insamling, behandling, återvinning och bortskaffande av alla batterier oavsett när de satts på marknaden. 2007 samlades ca 41 000 ton farligt avfall in från hushållen och utgjorde 1 % av hushållsavfallet.

5.7 Gränsöverskridande avfallstransporter

Avfall transporteras ibland över nationsgränserna. Många typer av avfall, till exempel metallskrot, är eftertraktade handelsvaror. Orsaken till att avfall handlas mellan länder kan också vara att det inte finns bra behandlingsanläggningar för vissa avfallsslag inom landet eller att kapaciteten inte räcker till. Sverige har både ut- och införsel av avfall.

5.7.1 Införsel av avfall

Under 2004 mottog svenska behandlingsanläggningar cirka 700 000 ton tillståndspliktigt avfall från andra länder. Så gott som hela mängden kom från andra nordeuropeiska länder. Större delen, cirka 600 000 ton, förbrändes med energiåtervinning. Det var bygg- och rivningsavfall, hushållsavfall, trä, plast, oljor med mera. För metallåtervinning fördes cirka 90 000 ton metallhaltigt avfall in till Sverige.

5.7.2 Utförsel av avfall

Omkring 110 000 ton tillståndspliktigt avfall fördes ut från Sverige 2004, även det mestadels till andra nordeuropeiska länder. Största delen, cirka 60 000 ton skickades till anläggningar för återvinning av metaller ur avfallet. Cirka 40 000 ton gick till anläggningar för återvinning av andra ämnen eller till förbränning. Förutom dessa mängder fördes också icke-tillståndspliktigt avfall ut, till exempel metallskrot och träavfall.

6 Befintlig styrning

6.1 Avfallsförbränningskatten

6.1.1 Regeringens överväganden vid införandet av avfallsförbränningskatten

År 2006 infördes den s.k. avfallsförbränningskatten (prop. 2005/06:125; bet. 2005/06:SkU33; rskr. 2005/06:352). Som framgår av utredningsdirektivet (dir Fi 2008:01) avser avfallsförbränningskatten att styra mot de avfalls-, klimat- och energipolitiska målen. Materialåtervinningen av framför allt plast ska öka, koldioxidutsläppen minska och kraftvärmeproduktionen öka. Dessutom åsyftas konkurrensneutralitet mellan avfallsbränslet och andra fossila bränslen som beskattas enligt lagen (1994:1776) om skatt på energi (LSE). Syftet med skatten var att gynna den avfallshantering som är miljömässigt och samhällsekonomiskt fördelaktig. Skatten var en del i den gröna skatteväxlingen, som i sin tur var en del av den dåvarande regeringens strategi för att omvandla Sverige till ett ekologiskt hållbart samhälle (prop. s.35).

Vid skattens införande anförde regeringen bl.a. att avfallsförbränning med energiutvinning är en metod för att hantera sådant avfall som inte lämpar sig för materialåtervinning eller biologisk behandling. Regeringen erinrade i propositionen om att metoder för omhändertagande av avfall, såsom återanvändning, materialåtervinning och biologisk behandling, dock ofta har svårt att konkurrera ekonomiskt med avfallsförbränning samtidigt som en utbyggnad av avfallsförbränning, biologisk behandling och materialåtervinning förutsätts för att nå målet att styra bort avfallet från deponering. Regeringen ansåg det angeläget att den del av det brännbara avfallet som utifrån en helhetsbedömning bättre lämpar sig för materialåtervinning inte förs till förbränning. Detta avfall borde i stället materialåtervinnas i enlighet med avfallshierarkin. Mot denna bakgrund anförde regeringen att ett övergripande syfte

bakom en skatt på avfall som förbränns var att öka materialåtervinningen genom att denna relativt sett blir ekonomiskt fördelaktigare. Skatten skulle dessutom sträva efter att uppfylla de miljö-, energi- och klimatpolitiska målen och vara förenlig med gemenskapsrätten.

Skatten infördes efter ett förslag från BRASKatteutredningen om översyn av skatt på avfall (SOU 2005:23, se avsnitt 3.4.2). Skatten kom dock att utformas delvis annorlunda än vad utredningen föreslagit. Detta för att regeringen, som framgår nedan, fann att den föreslagna utformningen inte skulle fungera tillfredsställande i praktiken (prop. 2005/03:125 s. 41–43). Även flera remissinstanser ifrågasatte den av BRASKatteutredningen föreslagna utformningen (prop. 2005/03:125 s. 40–41).

BRASKatteutredningen föreslog att skatten skulle omfatta innehållet av fossilt kol i avfall som förbrukas för uppvärmning (både hushålls- och industriavfall), och att skatten i princip skulle bestämmas utifrån den faktiska andelen avfall av fossilt ursprung. En schablon för det fossila kolinnehållet borde, enligt utredningen, få tillämpas på *blandat kommunalt avfall*. Schablonen skulle enligt utredningen ges som en rekommendation av Skatteverket.

Regeringen anförde bl.a. att ingen av de mätmetoder för fossilt kol som BRASKatteutredningen angav var standardiserad eller på annat vis vedertagen. Regeringen ansåg att eftersom den skattskyldige vid lämnandet av en oriktig uppgift kan göra sig skyldig till skattebrott eller bli föremål för skattetillägg, får det inte råda någon oklarhet om hur skatten ska beräknas. Dessutom var begreppet blandat kommunalt avfall enligt regeringens mening oklart och skulle t.ex. kunna innefatta inte bara avfall som en kommun har en lagstadgad skyldighet att ta hand om enligt 15 kap. 8 § miljöbalken, utan även sådant kommunen hanterar på avtalsrättslig grund, dvs. även industriavfall. Av den aktuella definitionen framgick inte heller vilken grad av blandning som krävs för att avfall ska komma i fråga för schablonbeskattning. Frågan skulle då uppkomma om i vilka fall den av utredningen föreslagna schablonen skulle få användas. Mot denna bakgrund bedömde regeringen att förslaget i denna del skulle komma att leda till tillämpningssvårigheter och att det fanns risk för att avfallet behandlas på ett sätt som inte står i överensstämmelse med de avfallspolitiska målen. När det gäller kontrollproblemet delade regeringen den uppfattning som framfördes av Skatteverket, att kontrollverksamheten sannolikt inte skulle komma att fungera på ett acceptabelt vis.

BRASkatteutredningen anförde att skattekontrollen bl.a. kan ske med hjälp av dokumentation hos den som förbränner avfall. Skatteverket har i olika sammanhang framfört att de inte skulle kunna kontrollera förbränningsskatten i den av utredningen föreslagna formen på ett meningsfullt vis bl.a. för att avfallet redan är förbränt vid kontrolltidpunkten och således inte längre tillgängligt för någon fysisk inspektion och den av BRASkatteutredningen angivna dokumentationen är inte tillräcklig för att fastställa det uppeldade avfallens fossila kolhalt.

Sammantaget ledde regeringens överväganden till att skatten fick en mer begränsad omfattning än vad utredningen föreslagit (se nästa avsnitt), samtidigt som den utformades enligt BRASkatteutredningens förslag med avseende på valet av beskattningsmodell. Skatten utformades enligt den s.k. energiskattmodellen, vilket innebär att de skattepliktiga fossila avfallsfraktionerna är ett skattepliktigt bränsle enligt LSE. I likhet med BRASkatteutredningens förslag bestäms mängden fossilt avfall i det aktuella hushållsavfallet enligt schablon. Schablonen är till skillnad från utredningens förslag lagfäst och delvis annorlunda utformad.

6.1.2 Den närmare utformningen av skatten

Som ovan framgått utgör den s.k. avfallsförbränningsskatten en del av LSE. Avfallsförbränningsskatten är konstruerad så att det ”skattepliktiga avfallet” utgörs av fossilt kol i hushållsavfall om det förbrukas för uppvärmning samt omfattas av den kommunala renhållningsskyldigheten enligt 15 kap. 8 § miljöbalken (prop. 2005/06:125, sid.1). Även fossilt kol i därmed jämförligt hushållsavfall som förs in till Sverige är skattepliktigt. Mängden fossilt kol i hushållsavfall bestäms schablonmässigt och anses utgöra 12,6 % av hushållsavfallens vikt. Eftersom skatten utgår från en schablonberäkning omfattas även utsorterat hushållsavfall av förnybart ursprung såsom t.ex. träavfall. Både energiskatt och koldioxidskatt tas ut på de fossila avfallsfraktionerna. Koldioxidskatten uppgick år 2008 till 3 709 kronor per ton fossilt kol (1 011 kronor per ton CO₂), och energiskatten till 155 kronor per ton fossilt kol (42 kronor per ton CO₂). Den som yrkesmässigt förbrukar det aktuella hushållsavfallet, och därmed det fossila kolet, som bränsle för uppvärmning är skattskyldig. Skattskyldigheten inträder när hushålls-

avfallet förbrukas som bränsle för uppvärmning, dvs. vid förbränningen, om denna sker i yrkesmässig verksamhet.

Genom att beskattningen ingår i LSE gäller lagens bestämmelser om skattebefrielse som avser att skydda konkurrensutsatt industri och premiera elproduktion även avseende beskattningen av hushållsavfall som förbränns. Sistnämnda skattelättnader syftar till att ge incitament till ökad kraftvärmeproduktion

Enligt Skatteverket var nettoinkomsten av skatten under 2007 ca 226 miljoner kronor efter det att återbetalningar för värmeleveranser till tillverkningsindustrin etc. skett. Av detta utgör energiskatten ca 2,4 och koldioxidskatten ca 224 miljoner kronor.

6.2 Avfallskatten

Sedan 2000 tas skatt ut på avfall som deponeras (den s.k. avfalls- eller deponiskatten, lagen [1999:673] om skatt på avfall). Syftet med skatten är dels att öka de ekonomiska incitamenten att minska mängden avfall som deponeras, dels att verka för att avfallet i stället behandlas och återvinns på ett miljö- och resursmässigt bättre sätt. Från att ha varit 250 kronor per ton avfall år 2000 har skatten successivt ökat för att sedan år 2006 uppgå till 435 kronor per ton.

Skatten ska betalas för avfall som förs in till en avfallsanläggning där farligt avfall eller annat avfall till en mängd av mer än 50 ton slutligt förvaras (deponeras) eller förvaras under längre tid än tre år. Skatten är konstruerad så att i princip allt material som förs in till en avfallsanläggning beskattas. Förutom vissa utpekade material undantas avfall som avses att inom anläggningen bli föremål för vissa behandlingsformer. Avdrag medges för skatten på avfall som förs ut från anläggningen. Vidare medges avdrag för vissa utpekade användningsområden inom anläggningen samt för vissa typer av avfall.

Avfallskatten genererade skatteintäkter motsvarande 636 miljoner kronor under 2007 (*Fakta om Sveriges punktskatter 2008*).

6.3 Deponiförbud

För att minska avfallsdeponeringen och öka styrningen mot materialåtervinning har ett par deponiförbud införts genom förordning (2001:512) om deponering av avfall. Till dessa hör:

- Förbud, från 2002, att deponera utsorterat brännbart avfall.
- Förbud, från 2005, att deponera organiskt avfall.

Förbudet mot deponering är dock inte absolut, utan dispens kan i enskilda fall medges av länsstyrelsen. Naturvårdsverket får enligt förordningen meddela föreskrifter om när undantag från deponiförbudet kan medges.

Naturvårdsverket har meddelat sådana föreskrifter i NFS 2004:4 samt i sina allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall. Enligt dessa är det möjligt för länsstyrelsen att ge dispens om det inte finns tillräckligt med behandlingskapacitet för att återvinna brännbart och organiskt avfall. Det är kommunerna som söker dispens för deponering av hushållsavfall. För att sådan dispens ska kunna meddelas ska kommunen i sin ansökan redogöra för vilken kapacitet det finns i regionen för att återvinna alternativt lagra avfallet i väntan på återvinning.

6.4 Kommunala styrmedel

6.4.1 Inledning

För att minska avfallshanteringens miljöpåverkan och öka resurseffektiviteten och återvinningen kan kommunerna arbeta med en mängd olika styrmedel, som informativa, administrativa och ekonomiska styrmedel. Den kommunala avfallsplanen specificerar kommunens övergripande mål för avfallshantering. Renhållningsavgiften kan fungera som styrmedel för att nå kommunala miljö- och verksamhetsmål men begränsas i detta syfte av självkostnadsprincipen.

Renhållningsavgifterna får, enligt 27 kap. 5 § miljöbalken, tas ut på ett sådant sätt att återanvändning, återvinning eller annan miljöanpassad avfallshantering främjas. Information är ett mycket viktigt styrmedel för att förändra allmänhetens beteende när det gäller hantering av avfall.

6.4.2 Renhållningsordning

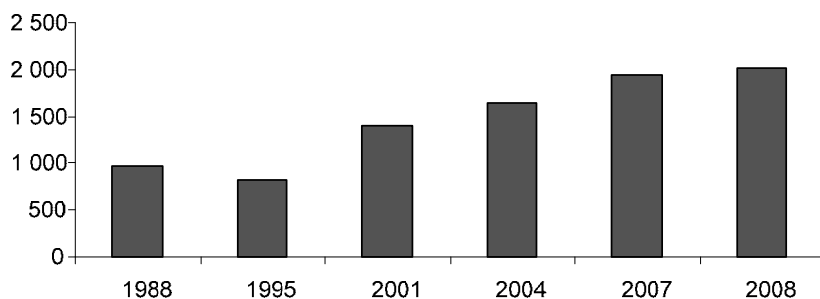
Varje kommun ska ha en gällande renhållningsordning som antas av kommunfullmäktige. Renhållningsordningen består av avfallsplan och föreskrifter för avfallshanteringen. Avfallsplanen ska innehålla uppgifter om allt avfall i kommunen, det vill säga såväl hushållsavfall som annat avfall. I planen ska det bl.a. framgå mål och åtgärder för insamling och behandling samt för hur avfallens mängd och farlighet kan minskas. I föreskrifterna ska fastighetsägarnas skyldighet att sortera och överlämna hushållsavfall till kommunen framgå samt vilka förutsättningar som gäller för eget omhändertagande och om några eventuella undantag existerar.

6.4.3 Renhållningsavgifter

Kommunens kostnader för hanteringen av hushållsavfall tas ut via en renhållningsavgift. Kommunfullmäktige fastställer kommunens renhållningsavgifter och kan därmed i viss utsträckning styra hantering av avfallet.

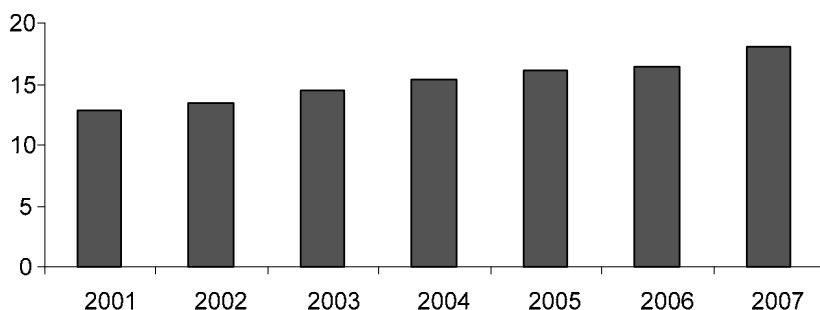
Renhållningsavgiften ska täcka kommunens hela kostnad för avfallshanteringen. Där ingår administration av verksamheten genom avfallsplanering, kundservice, fakturering och information. Dessutom ska avgiften täcka den service som ges vid återvinningscentralerna i form av mottagning av grovavfall och hushållens farliga avfall. I avgiften brukar denna del benämnas grundavgift. Till detta kommer hämtningsavgifter och behandlingsavgifter. Behandlings- eller mottagningsavgift är den kostnad för avfallshanteringen som tas ut då avfallet förs till en behandlingsanläggning. Tillsammans utgör dessa renhållningsavgiften. I Figur 8 och Figur 9 visas två olika mått på renhållningsavgiftens reala utveckling under den senaste tioårsperioden.

Figur 8 Genomsnittlig renhållningsavgift i kronor per år för enfamiljshus (2007 års prisnivå)



Källa: Avfall Sverige.

Figur 9 Beräknad renhållningsavgift i kronor per år och m² bostadsyta (2007 års prisnivå)



Källa: Nils Holgerson studien

6.5 Farligt avfall

Regler finns som ställer krav på separat hantering av verksamheters farliga avfall, och endast företag med tillstånd får transportera och omhänderta farligt avfall. Deklaration ska finnas över avfallets innehåll. Särskilda regler finns om hantering av vissa strömmar av farligt avfall som exempelvis PCB-haltigt avfall, batterier, kvicksilver, elavfall, skrotbilar och spillolja.

Kommunerna ansvarar för att hushållsavfall som utgörs av farligt avfall samlas in och omhändertas. Krav har också införts på kontroll av avfall till såväl förbränning som deponering bl.a. för att

säkerställa att farligt avfall inte tas emot blandat med annat avfall. Kommunens nämnd för miljöfrågor eller länsstyrelsen är tillsynsmyndighet över hanteringen av farligt avfall.

6.6 Producentansvar

Producentansvaret innebär att producenterna ansvarar för att samla in och ta hand om uttjänta produkter. Producentansvaret är ett styrmedel för att uppnå miljömålen. Tanken är att det ska motivera producenterna att ta fram produkter som är mer resurssnåla, lättare att återvinna och inte innehåller miljöfarliga ämnen. Som tidigare diskuterats har Sverige ett lagstiftat producentansvar för sex produktgrupper:

- Förpackningar
- Däck
- Returpapper
- Bilar
- Elektriska och elektroniska produkter (inklusive glödlampor och viss belysningsarmatur)
- Batterier¹

Totala återvinningen (material- och energiutnyttjande) för samtliga förpackningsslag för år 2006 låg på drygt 80 %. Återvinningen är högst för glasförpackningar (91 %) och plastförpackningar (81 %). Det nationella målet, från och med 1 januari, 2006, är att vi ska uppnå 65 % materialutnyttjande för förpackningar av papper, papp, kartong och wellpapp. Detta är ett mål som producenterna klarar med marginal. Materialutnyttjande för gruppen var 72 % under både 2005 och 2006. I Tabell 3 ges en bild av återvinningsresultaten 2006.

¹ Producentansvar för småbatterier trädde ikraft den 1 januari 2009.

Tabell 3 Återvinningsresultat för 2006, beräknat enligt EU:s förpackningsdirektiv (94/62/EG).

Förpackning	Satt på marknaden (ton)	Material utnyttjande (ton)	Energi utnyttjande (ton)	Material utnyttjande (%)	Återvinning (%)
Glas	174 000	159 000	0	91	91
Plast	185 785	81 316	71 417	43	82
Papper	676 352	486 790	0	72	72
Metall	68 039	49 747	450	71	71
Trä	301 628	50 560	251 498	17	100
<i>Totalt</i>	<i>1 419 862</i>	<i>827 413</i>	<i>323 365</i>	<i>58</i>	<i>81</i>

Källa: Naturvårdsverket (2008). Samla in, återvinn, uppföljning av producentansvaret för 2006. Rapport 5796.

6.7 Miljöbalken

6.7.1 Allmänt om miljöbalken

Miljöbalken trädde i kraft den 1 januari 1999 och är en samordnad, breddad och skärpt miljölagstiftning för en hållbar utveckling. Den smälter samman regler från sexton tidigare miljölagar. Syftet med miljöbalken är att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer kan leva i en hälsosam och god miljö. Alla typer av åtgärder som kan få betydelse för de intressen balken avser att skydda berörs. Detta oavsett om de ingår i den enskildes dagliga liv eller i någon form av näringsverksamhet. Det innebär i många fall att bestämmelser som ingick i tidigare miljölagstiftning har fått en vidare tillämpning i och med miljöbalken.

Hållbar utveckling bygger på insikten att naturen har ett skyddsvärde och att människans rätt att förändra och bruka naturen är förenad med ett ansvar att förvalta naturen väl. I balken ges regler till skydd för människors hälsa och miljö, värdefulla natur- och kulturmiljöer och den biologiska mångfalden. Vidare ges regler som ska trygga en god hushållning med mark och vattenresurserna. Återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med råvaror och material samt med energi främjas så att ett kretsloppsanpassat samhälle uppnås. I miljöbalkens andra kapitel finns ett antal allmänna hänsynsregler som ger uttryck för bland annat:

- Försiktighetsprincipen.
- Produktvalsregeln.

- Principen att det är förorenaren som ska betala.

Vidare finns det regler om hushållning, kretslopp och lämplig lokalisering av verksamheter och åtgärder. Lagen ställer krav på den som driver verksamhet eller vidtar åtgärder att skaffa sig kunskaper om ingreppens miljöeffekter. Den som vidtar en åtgärd som riskerar att påverka miljön är skyldig att begränsa olägenheterna så långt som möjligt. Skulle olägenheter ändå uppkomma är den som förorsakat dessa skyldig att avhjälpa dem.

6.7.2 Försiktighetsprincipen

Försiktighetsprincipen är en av de grundläggande principerna som anges i Rio-deklarationen om miljö och utveckling.² Den innebär att brist på vetenskapligt säkerställda bevis inte ska vara skäl till att skjuta upp kostnadseffektiva åtgärder för att förhindra eventuell miljöförstöring. I svensk rätt kommer den bland annat till uttryck i 2 kap. 3 § miljöbalken (1998:808).

6.7.3 Produktvalsregeln

Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd ska undvika att använda sådana kemiska produkter eller biotekniska organismer som kan befaras medföra risker för bl.a. människors hälsa. Detta gäller under förutsättning att produkterna eller organismerna kan ersättas med sådana som kan antas vara mindre farliga. Produktvalsregeln gäller också i fråga om varor som innehåller eller har behandlats med en kemisk produkt eller en bioteknisk organism. Produktvalsregeln gäller inte bara yrkesmässig försäljning och användning. Regeln omfattar också användning av produkter i hushållen och när privatpersoner vidtar andra åtgärder av olika slag. Den avvägning som alltid måste göras får särskild betydelse vid tillämpningen av produktvalsregeln. Den ska ta hänsyn till vad som kan anses rimligt med avseende på vedertaget godtagbart beteende och andra intressen än miljöintressen, såsom personlig integritet och valfrihet.

² Förenta Nationernas konferens om miljö och utveckling, Rio-deklarationen.

6.7.4 Principen att det är förorenaren som ska betala (PPP)

Enligt principen om att förorenaren betalar kan negativa externa effekter avhjälpas genom att internalisera kostnaderna för föroreningar, vilket innebär att alla miljökostnader läggs på förorenaren. Syftet är att garantera att de privatekonomiska kostnaderna reflekterar de samhällsekonomiska kostnader som den ekonomiska aktiviteten orsakar. Ett fullständigt genomförande av principen om att förorenaren betalar skulle således leda till att denna typ av marknadsmisslyckande rättas till. Principen om att förorenaren betalar kan genomföras antingen genom att obligatoriska miljönormer införs eller genom marknadsbaserade instrument (se vidare om marknadsbaserade styrmedel i KOM[2007] 140 slutlig).

Att fullt ut tillämpa principen om att förorenaren betalar kan vara problematiskt av följande orsaker: För det första är det inte lätt att fastställa den exakta kostnaden för föroreningarna. Det är tekniskt komplicerat att beräkna merkostnaderna för samhället av alla typer av produktion, och det kan ibland vara ineffektivt att ta hänsyn till att olika producenter orsakar olika mycket föroreningar, om de administrativa kostnaderna för detta är mycket höga. Det sistnämnda problemet reduceras dock om marknadsbaserade styrmedel används (se kapitel 4).

För det andra kan det leda till en extern chock och skapa störningar i ekonomin om priserna på vissa produkter höjs alltför plötsligt i syfte att internalisera föroreningskostnaderna.

6.8 EU:s system för handel med utsläppsrätter (EU ETS)

EU:s utsläppshandel påbörjades januari 2005 och regleras genom ett särskilt direktiv som omfattar alla EU:s medlemsländer. Handelssystemets första fas löpte under perioden 2005–2007. Den 1 januari 2008 inleddes en andra handelsperiod som sträcker sig fram till 2012 och löper parallellt med Kyotoprotokollets första åtagandeperiod.

I den svenska regeringens proposition *Utvecklad utsläppshandel för minskad klimatpåverkan* (prop. 2005/06:184) ges riktlinjer för handelssystemets omfattning och tilldelningen av utsläppsrätter för perioden 2008–2012. Riksdagen antog regeringens förslag i juni 2006. Riktlinjerna återfinns i förordningen (2004:1205) om handel

med utsläppsrätter. I Sverige är Statens energimyndighet ansvarig för det svenska registret och Naturvårdsverket fattar beslut om tilldelningen och ansvarar för uppföljning av företagens årliga rapportering av utsläpp av koldioxid.

Under handelsperioden 2008–2012 utökas handelssystemet till att omfatta fler förbränningsanläggningar. För Sveriges del tillkommer ca 35 anläggningar (totalt omfattas drygt 700 industri- och energianläggningar). De typer av anläggningar som ingår i systemet under den andra handelsperioden år 2008–2012 är:

- Förbränningsanläggningar med en installerad kapacitet över 20 MW samt mindre förbränningsanläggningar anslutna till fjärrvärmenät med en total kapacitet över 20 MW.
- Mineraloljeraffinaderier.
- Koksverk.
- Järn- och stålindustri.
- Mineralindustri (cement, kalk, glas, keramik).
- Pappers- och massaindustri.

Merparten av de energianläggningar som är anslutna till ett fjärrvärmenät omfattas av EU ETS, även om anläggningarna var för sig är mindre än 20 MW. Uppmärksammas bör att de anläggningar som förbränner *hushållsavfall* inte omfattas av EU ETS. Detta uttrycks i den svenska nationella regleringen genom förordningen (2004:1205) om handel med utsläppsrätter vari anges att med en förbränningsanläggning avses inte en enhet i vilken förbränning sker och som omfattas av tillstånd enligt miljöbalken, eller enligt föreskrifter meddelade med stöd av balken, att förbränna hushållsavfall eller farligt avfall. Med hushållsavfall och farligt avfall avses detsamma som i 15 kap. 2 § miljöbalken och i avfallsförordningen (2001:1063).

För handelsperioden 2008–2012 kommer svenska företag att tilldelas totalt 22,5 miljoner utsläppsrätter årligen (motsvarande ett ton koldioxid per utsläppsrätt). För denna period gäller att minst 90 % av utsläppsrätterna ska fördelas gratis till de berörda anläggningarna. Sverige har valt 100 % gratis tilldelning av utsläppsrätter. Fördelningen per anläggning framgår av den nationella fördelningsplanen.

Beträffande framtiden presenterade kommissionen den 23 januari 2008 sitt energi- och klimatpaket (se avsnitt 2.2.2) som bl.a. innehåller följande förslag:

- Ändring av Direktiv 2003/87/EC i avsikt att förbättra och utvidga EU:s system för handel med utsläppsrätter.
- Beslut om medlemsstaternas åtaganden och interna ansvarsfördelning rörande utsläppsminskningar av växthusgaser för att möta gemenskapens åtaganden för 2020.

En preliminär överenskommelse om de fyra rättsakterna nåddes vid Europeiska rådets möte den 11–12 december 2008 . Europaparlamentet gav vid omröstning i plenum stöd till överenskommelsen om klimat- och energipaketet den 17 december 2008.

Direktivet om ändring av direktiv 2003/87/EG i avsikt att förbättra och utvidga gemenskapens system för handel med utsläppsrätter för växthusgaser innebär ökad harmonisering på EU-nivå för hur EU:s utsläppshandelssystem ska se ut i den tredje handelsperioden (2013–2020). Ett tak för och fördelning av utsläppsrätterna bestäms på EU-nivå. Detta skiljer sig från den nuvarande fördelningsprocessen, där medlemsstaterna lämnar nationella fördelningsplaner efter vissa kriterier och där planerna slutligen godtas av kommissionen. Auktionering ska vara huvudregel, men viss gratis tilldelning kan fortsätta för vissa anläggningar framför allt för att motverka risken för s.k. koldioxidläckage. Systemet breddas med ytterligare några sektorer, bl.a. aluminiumindustri och delar av kemiindustrin samt med några växthusgaser, nämligen perfluorkolväten och dikväveoxid. Flygets inkluderande i handelssystemet redan från 2012 beslutades i ett separat direktiv. Det har också möjliggjorts för medlemsstater att undanta mindre anläggningar med utsläpp under 25 000 ton per år och termisk effekt under 35 MW men då påbjuds motsvarande klimatrestriktioner. Vidare ges fortfarande möjligheten att på nationell nivå inkludera ytterligare sektorer.

6.9 Elcertifikatsystemet

Elcertifikatsystemet är ett marknadsbaserat stödsystem för att skapa incitament för en utbyggnad av elproduktion från förnybara energikällor och torv i Sverige. Målet är att öka elproduktionen från sådana energikällor med 17 TWh från 2002 års nivå fram till år 2016.

Elcertifikatsystemet fungerar så att de elproducenter vars elproduktion uppfyller kraven i lagen om elcertifikat (lag 2003:113) får ett elcertifikat för varje MWh el som de producerar. Producenterna av el med förnybara energikällor får genom försäljningen av elcertifikaten en extra intäkt som en ytterligare intäkt för sin produktion av el. Nya anläggningar fasas ut ur systemet efter 15 år. Anläggningar som var i drift vid införandet av elcertifikatsystemet fasas ut 2012 eller 2014. Efterfrågan på elcertifikat skapas genom att alla elleverantörer samt vissa elanvändare enligt lag är skyldiga att köpa elcertifikat motsvarande en viss andel (kvot) av deras elförsäljning/användning. Mängden elcertifikat som ska köpas ändras från år till år i takt med att kvoten successivt ändras enligt en fastställd plan. Detta medför en ökande efterfrågan. Incitamentet att öka produktionen av förnybar el och att investera i sådan produktionskapacitet bestäms av den förväntade prisutvecklingen på elcertifikat på kort respektive lång sikt. El producerad från följande energikällor berättigar till elcertifikat:

- Vindkraft
- Solenergi
- Vågenergi
- Geotermisk energi
- Biobränslen enligt förordning (2003:120) om elcertifikat
- Torv i kraftvärmeverk
- Vattenkraft
 - småskalig vattenkraft som vid utgången av april 2003 hade en installerad effekt om högst 1 500 kW per produktionsenhet
 - nya anläggningar
 - återupptagen drift i nedlagda anläggningar
 - ökad produktionskapacitet i befintliga anläggningar

- anläggningar som inte längre kan erhålla långsiktig lönsam produktion på grund av myndighetsbeslut eller omfattande ombyggnader

De förnybara fraktionerna av hushållsavfall som förbränns omfattas inte av elcertifikatsystemet. Skälet till detta är enligt regeringens uttalande i propositionen Förnybar el med gröna certifikat (prop. 2005/06:154) att det inte anses finnas något stödbehov genom elcertifikatsystemet, och att ett sådant skulle ge fel signaler när det gäller målet att öka materialåtervinning och biologisk behandling.

6.10 Internationell jämförelse

6.10.1 Inledning

Utan utbyggda fjärrvärmesystem har energin i avfall lågt värde. En del länder i Europa har som policy att begränsa avfallsförbränningen samtidigt som andra alternativ till deponi utvecklas. Exempelvis vill Tjeckien undvika ytterligare förbränning som ett alternativ till deponi. Även Frankrike och Skottland vill begränsa förbränningen av hushållsavfall men utan att öka deponeringen. I Skottland är målet att begränsa förbränningen av hushållsavfall till maximalt 25 % av avfallsbehandlingen, och Irland överväger att införa en förbränningsskatt. Spanien och Portugal indikerar i sina avfallsplaner en vilja att öka komposteringen framför förbränning. Andra länder intar en motsatt ståndpunkt och menar att förbränning utgör ett lämpligt behandlingsalternativ till deponering.³

6.10.2 Danmark

Den danska regeringen har i skriften Affaldsstrategi 2005-2008 angett riktlinjer för avfallsbehandling till år 2008. Den överordnade riktlinjen är att minst 65 % av avfallet återvinns, högst 9 % deponeras och återstående 26 % förbränns. Avfallshanteringen bygger på avfallshierarkin som prioriterar materialåtervinning före förbränning med energiåtervinning och deponering som en sista prioritering. Avfall som kan brännas får inte deponeras.

³ Avfall Sverige. (2008). *Energi från avfall ur ett internationellt perspektiv*. Rapport 2008:13.

Den danska avfallshanteringen styrs av en kombination av styrmedel (lagar, förordningar, skatter, avgifter, bidrag och avtal). Det åligger kommunerna att, i detta sammanhang, se till att avfallshanteringen sker på grundval av att avfallshierarkin efterlevs. Följande miljöskatter existerar:

- Det har sedan 1978 funnits en volymbaserad skatt på de flesta dryckesförpackningar. Skatten läggs på nya förpackningar och är tänkt att fungera som ett incitament för att öka återanvändningen av förpackningar.
- Dessutom finns en viktbaserad skatt på 13 olika material- och förpackningstyper.
- En viktbaserad skatt på mjuk PVC-plast till förpackningar av livsmedel.
- Slutligen finns det en punktskatt på bärkassar av papper och plast.

Vidare införde Danmark en avfallsskatt 1987 i syfte att uppnå målen i handlingsplanen. Avfallsskatten är differentierad, så att det är dyrare att deponera avfall, billigare att förbränna avfall och skattefritt att återvinna avfallet. Avsikten är att skattenivån och differentieringen ska skapa incitament till att avfallet så långt som möjligt materialåtervinns eller används som bränsle för förbränning med energiåtervinning snarare än att avfall deponeras.

Differentieringen innebär att skattesatserna nu är 465 kronor per ton för allt avfall som deponeras, 407 kronor per ton avfall som förbränns. Utgångspunkt är att allt avfall ska omfattas av skatten, men det finns några få undantag. Av de viktigaste kan nämnas farligt avfall, förorenad jord och avfallsfraktioner som består av biomassa.

Den 22 september 2008 lämnades ett förslag till omläggning av avfallsförbränningsskatten. I detta förslås en omläggning av förbränningsavgiften på avfall till en allmän skatt på energi och koldioxid, vilket motsvarar skatten på fossila bränslen. I förslaget avskaffas avfallsförbränningsavgiften till förmån för en höjning av skatten på avfallsvärme från 16,6 (13,1 DKK)⁴ till 50,2 (39,6 DKK) kronor per GJ värme (i 2008 års värde), motsvarande 6 respektive 18 öre per kWh.

⁴ Medelväxelkurs för perioden jan-okt 2008 motsvarande 1,268 SEK per DKK används (www.riksbanken.se).

6.10.3 Norge

De strategiska målen för avfallspolitiken i Norge fastställdes genom St.meld. nr. 44 (1991-92), och följs upp genom St.meld nr. 8 (1999-2000) och St.meld nr. 24 (2000-2001). Avfallsförebyggning är rankat som det viktigaste nationella målet för avfall och återvinning. De övergripande riktlinjerna är att utvecklingen av mängden avfall som genereras ska vara betydligt lägre än den ekonomiska tillväxten. Baserat på att mängden avfall för slutlig behandling⁵ ska minskas i linje med vad som är samhällsekonomiskt och miljömässigt riktigt, ska mängden avfall till slutlig behandling år 2010 vara cirka 25 % av den mängd avfall som genereras.

En slutbehandlingskatt på avfall infördes 1999. Skatten faller ut på avfall som lämnats in både till deponering och till förbränning. Syftet med skatten är att prissätta miljökostnaderna med avfallshanteringen, stimulera till en ökad källsortering och återvinning, samt att minska avfallsmängden för slutbehandling. Slutbehandlingskatten kan delas in i två komponenter (1) skatt på avfall som deponeras och (2) skatt på avfall som förbränns.

Skatten på avfall som deponeras är ett styrmedel för att begränsa utsläppen av bl.a. metangas. Skatten tas viktmässigt ut på avfall som lämnats in för slutlig behandling. Sedan 2003 har deponiavgiften differentierats utifrån deponiernas miljöstandard. Enligt den nuvarande skatteregeln varierar skatten från 487 kronor per ton avfall (423 NOK) som levererats till deponier med en hög miljöstandard till 612 kronor per ton avfall (533 NOK) till deponier med en låg miljöstandard.

Skatten på förbränning av avfall ändrades 2004 från en skatt baserad på mängden levererat avfall till en direkt skatt på utsläpp. Den viktigaste faktorn som avgör storleken på utsläppen från förbränning av avfall är innehållet av olika ämnen i avfallet. Detta gäller särskilt för vissa utsläpp av ämnen som till exempel CO₂, tungmetaller, svavel och klor. Mer specifikt för utsläpp av CO₂ påläggs en skatt om 68 kronor per ton avfall (59 NOK) som lämnas in. Detta motsvarar en skatt på ungefär samma nivå som den generella CO₂-skatten på fossila bränslen. För CO₂ uppstår skatteplikten vid inlämning av avfall till förbränning. Anläggningar som bränner avfall som inte innehåller fossila material behöver inte betala skatt för utsläpp av CO₂.

⁵ Med mängden avfall för slutlig behandling avses i detta sammanhang avfall till deponering och förbränning utan energiutvinning.

Det finns flera undantag från skatten. Detta gäller för avfall som lämnas till särskild behandling, avfall som lämnas till återanvändning eller återvinning, avfall som består av oorganiskt material, restavfall från utnyttjandet av returfiber i skogsindustrierna och avfall som består av förorenad jord och sediment. Skatten belastar heller inte energianläggningar i industrin som använder avfallsbaserat bränsle i sin produktion. Sådana anläggningar betraktas inte som förbränningsanläggningar för slutbehandling och omfattas därmed inte av skatten.

6.10.4 Flandern (Belgien)

För att minska deponeringen och för att nå sina uppsatta avfallsmål infördes 2006 ett förbud mot deponering av avfall, med undantag för icke-brännbart avfall. Även en förbränningskatt har införts som uppgår till cirka 65 kronor per ton avfall (7 €). Även om avfallet exporteras utanför Flandern drabbas det av förbränningskatten. Skattebefrielse förekommer vid två tillfällen:

- Om förbränning av träavfall sker i en avfallspanna som är tillåten för industriavfall och ifall förbränningen sker med energiåtervinning
- Om förbränning sker av rester från företag som sorterar eller tillverkar nytt glas från separat insamlat glasavfall.

6.10.5 Österrike

Sedan 1 januari, 2006 finns en förbränningsavgift som uppgår till cirka 65 kronor per ton avfall (7 €).

6.10.6 Italien

1996 infördes en deponiskatt i Italien som för kommunalt avfall varierar mellan cirka 100 och 240 kronor per ton avfall (10,3 och 25,8 €). En skatt mellan 20 och 50 kronor per ton avfall tas även ut på förbränning av avfall utan energiutvinning samt på kompostering (2,1 och 5,5 €) av kommunalt avfall.

7 Analys av avfallsförbränningskattens styreffekter

7.1 Inledning

Syftet med detta kapitel är att redogöra för avfallsförbränningskattens konstruktion, incitamentsstruktur, effekter på olika aktörer och dessas anpassning till skatten samt skattens måluppfyllelse. Existerande data medger inte någon ekonometrisk analys av skattens effekter, varför slutsatserna i hög grad baseras på en analys av skattens incitamentseffekter.

7.2 Avfallsförbränningskattens konstruktion

Som tidigare noterats beräknas det fossila kolinnehållet i hushållsavfallet schablonmässigt till 12,6 % av hushållsavfallets vikt. Denna del beskattas med koldioxid- och energiskatt. Koldioxidskatten uppgick år 2008 nominellt till 3 709 kr per ton fossilt kol, vilket motsvarar 1 011 kronor per ton CO₂ eller ca 467 kronor per ton avfall. Energiskatten uppgick till 155 kronor per ton fossilt kol som motsvarar 42 kronor per ton CO₂ eller ca 20 kronor per ton avfall.¹ Under 2007 uppgick nettointäkten av skatten till ca 226 miljoner kronor.²

¹ Skattebeloppet per ton avfall beräknas som 12,6 % av skattebeloppet per ton fossilt kol.

² Statens bruttointäkt från skatten var 370 miljoner kronor. Med bruttointäkt menas i detta fall den inbetalda skatten enligt deklaration med hänsyn taget till skattenedsättningen i kraftvärmeproduktionen men inte till återbetalningar av skatt på industrileveranser av värme. Återbetalningar under 2007 i form av värmeåterbetalningar (dvs. värme som levererats till tillverkningsindustrin etc.) uppgick till ca 144 miljoner kronor.

Mängden hushållsavfall som genererades i Sverige uppgick 2007 till ca 4,7 miljoner ton.³ Av detta går ungefär 46 % (2,2 miljoner ton) till förbränning.⁴ Utöver det inhemskt genererade avfallet infördes samma år ca 0,6 miljoner ton avfall till Sverige. Om hälften av det införda avfallet antas vara hushållsavfall som går till förbränning uppgår den totalt förbrända mängden hushållsavfall till 2,5 miljoner ton. Genom 12,6-procents-schablonen om andelen fossilt kol i hushållsavfall resulterar förbränningen av 2,5 miljoner ton hushållsavfall i 0,315 miljoner ton fossilt kol. Det innebär att den genomsnittliga skattebelastningen, baserat på skattens nettointäkt, uppgår till $226/0,315=717$ kronor per ton fossilt kol, dvs. till mindre än 20 % av den nominella skattenivån.

Bakom den stora skillnaden mellan nominell och reell skattebelastning ligger de skattelättnader som uppstår då hushållsavfall förbrukas som bränsle i värmeproduktion i kraftvärmeanläggningar eller den skattebefrielse som uppstår då värmen utgörs av industrileveranser etc. För skattelättnad för den del av bränslet som förbrukas för framställning av värme i kraftvärmeproduktionen krävs en elverkningsgrad om minst 5 %. Vid den elverkningsgraden medges befrielse med 19 % av koldioxidskatten. Vid högre elverkningsgrader än 5 % ökar befrielsen successivt för att vid 15 % eller högre uppgå till 79 %. För energiskattedelen medges 100 % befrielse vid en elverkningsgrad om minst 5 %. I kronor innebär detta att medan koldioxid- och energiskatten år 2008 för anläggningar utan elproduktion uppgår till 487 kronor per ton hushållsavfall är koldioxidskatten vid kraftvärmeproduktion med 15 % elverkningsgrad endast ca 98 kronor per ton⁵ hushållsavfall som förbrukas för framställning av värme (ingen energiskatt utgår) – en mycket kraftig (80 %) reduktion.

Den inbetalda energiskatten hänförlig till hushållsavfall uppgick 2007 till ca 9,8 miljoner kronor. Återbetalningar för industrileveranser m.m. minskade skatteintäkten med 7,4 miljoner kronor så att nettoenergiskatteintäkten hänförlig till hushållsavfall uppgick till 2,4 miljoner kronor. Det implicita förhållandet mellan skattebefriade leveranser till industrin m.m. och andra leveranser blir därmed ca 75 % (7,4/9,8). Eftersom statistiken indikerar en total förbränning av hushållsavfall i ren värmeproduktion på ca 450 000

³ Förbränning av övrigt avfall uppgick till ca 2,4 miljoner ton, varav något mindre än 40 % går till värmeanläggningar och resten till kraftvärmeanläggningar.

⁴ Av dessa går ca 20 % till ren värmeproduktion och resten till kraftvärmeproduktion.

⁵ Ingen energiskatt utgår vid en elverkningsgrad på 15 % medan koldioxidskatten reduceras med 79 %.

ton innebär det att ca 340 000 ton hushållsavfall förbränns i ren värmeproduktion med skattebefriade industrileveranser. Sammantaget innebär detta att mer än 95 % av det hushållsavfall som går till förbränning kommer i åtnjutande av (avsevärd) nedsättning av de nominella skattesatserna. Hushållsavfallsförbränningssektorns anpassning till skattenedsättningsreglerna är uppenbarligen extremt god.

7.3 Hushållsavfallets politiska ekonomi

Hushållsavfall har ett antal karakteristika av betydelse för styrmedelsanalyser:⁶

- Det är heterogent – omfattar ett tiotal huvudkomponenter.
- Avfallets sammansättning är dyrt, och i praktiken svårt, att mäta kontinuerligt. Sammansättningen av säck- och kärlavfall baseras normalt på plockanalyser. Av personliga integritetsskäl kan det vara svårt att genomföra mätningar på hushållsnivå.
- Variansen är hög. Sammansättningen varierar med kommunernas avfallshantering, årstid, vattenhalt, bebyggelse etc.
- Den statistiska osäkerheten är relativt hög eftersom antalet mätningar och plockanalyser är relativt lågt och import- och exportstatistiken outvecklad. Beräkningar av avfallets energiinnehåll baseras på matematiska formler vars härledning bygger på innehållet av kol, väte, syre, svavel och aska i delkomponenter av avfallet.
- Beräkningar av avfallets biologiska och fossila innehåll lider av liknande svagheter.

Ur strikt statistisk synvinkel är det överraskande hur svagt dataunderlaget är inom avfallsområdet. Det existerar i form av ett litet antal plockanalyser vilka var och en som regel utförts enligt en speciell mall⁷. Det synes emellertid inte existera någon mera omfattande nationell undersökning med väl genomtänkt statistisk metodik, med ett representativt urval som skulle kunna bilda grund för

⁶ Se bl.a. *Analys av den förnybara andelen av avfall till förbränning i Sverige med hänsyn till energiinnehåll* (Profu, 2008-07-03).

⁷ Se *Manual för plockanalys av hushållsavfall*. RFV Utveckling 2005:19.

beräkningar av statistisk signifikans⁸. Mot detta ska ställas relativt klara uppfattningar inom branschen att de data som presenteras över olika avfallsvolymer och energimängder faktiskt är representativa, och att osäkerhetsmarginalerna är relativt små ($\pm 10\%$).

Ur incitaments- och därmed ur styrmedelssynpunkt har hushållsavfall också vissa särdrag:

- I samhället som helhet ökar avfallsvolymen i stort sett proportionellt mot ökningen i privat konsumtion.⁹ En förklaring till detta är t.ex. att det enskilda hushållet sällan låter typen av förpackning bestämma valet mellan olika varor eller hur stor del av hushållens budget som går till konsumtion. I detta avseende har alltså hushållet svårt att påverka sin avfallsvolym. Hushållens konsumtion av kapitalvaror torde främst bero på den fysiska livslängden och energieffektiviteten – inte på att hushållen vill påverka omfattningen på avfallsflödet. Mängden biologiskt avfall torde främst spegla vanans betydelse, bristande planering och uppfattningar om livsmedelshygien. Indirekt skulle dock mängden hushållsavfall kunna påverkas genom förlängda livstider för hushållens kapitalvaror (något som dock går emot energieffektiviseringspolitiken) eller genom lägre hygienkrav med längre hållbarhetstider för livsmedel.
- Med undantag för villahushåll, och i viss mån bostadsrättsföreningar, är det svårt att med ekonomiska incitament direkt påverka mängden hushållsavfall eller hushållens hantering av sitt avfall. Villor och bostadsrätter utgör ca 36 % respektive 18 % av boendeformerna i Sverige (www.scb.se).
- Ekonomiska incitament som påverkar volym eller vikt på hushållsavfallet, som volym- och viktbaserad renhållningsavgift, kan vara förenade med negativa externa effekter. En viktbaserad renhållningsavgift har visat sig reducera mängden insamlat avfall i villaområden i Sverige med ca 20 % utan att övriga registrerade avfallsflöden ökat (Dahlén och Lagerkvist, 2008)¹⁰. Detta indikerar att en viktbaserad renhållningsavgift, framför allt på lands-

⁸ Statistisk signifikans är ett begrepp som används för att ange om ett observerat värde i en undersökning avviker från ett hypotetiskt värde eller annat referensvärde så pass mycket att det inte beror på slumpen.

⁹ Mellan 1980 och 2007 ökade den privata konsumtionen i fasta priser med faktorn 1,6 medan avfallsmängden ökade ungefär med faktorn 1,7.

¹⁰ Dahlén, L. och A. Lagerkvist. (2008). *Monetary incentives and recycling: Strengths and weaknesses of weight-based billing in household waste collection systems*. Working paper, Luleå tekniska universitet, avdelningen för avfallsteknik.

bygden, kan leda till negativa externa effekter i form av t.ex. illegal dumpning och miljöstörande (och kanske illegal) förbränning av avfall. Det finns empirisk forskning för t.ex. USA och Irland som stöder detta, Fullerton och Kinnaman (1996)¹¹ respektive Dunne m.fl. (2008)¹².

- Moraliska incitament i kombination med korta avstånd och hög tillgänglighet till återvinningsplatser (med s.k. trottoarinsamling som extremfall) torde vare mera betydelsefulla, och sannolikt mera lämpliga, som styrmedel än ekonomiska för påverkan av hushållens avfallshantering. Detta för att påverka hushållens vilja till källsortering och kanske också för mängden hushållsavfall. Möjligen kan hushållen påverkas att minska det biologiska avfallet t.ex. genom extra hög moms på livsmedel eller genom påverkanskampanjer att inte slänga livsmedel när den formella hållbarhetstiden gått ut utan först när livsmedlen i realiteten är otjänliga som föda, men som styrmedel torde dessa vara betydligt mindre effektiva än kombinationen av moraliska incitament och fastighetsnära insamling. Dock har även själva insamlingsprocessen för avfall betydelse ur miljösynpunkt, se t.ex. Iriarte m.fl. (2008)¹³. Hushållens avfallshantering, speciellt möjligheterna till källsortering, är starkt beroende av avfallstjänstens utformning som varierar avsevärt mellan olika kommuner.
- Tillgången till lagringsutrymme, transportmöjligheter etc. utgör viktiga restriktioner för hushållens valmöjligheter.
- Ur det enskilda hushållets synvinkel utgör avfallstjänsten en monopolverksamhet.

Dessa aspekter är starkt komplicerande för val av styrmedel. Svårigheten och sannolikt även olämpligheten i att påverka hushållen direkt med ekonomiska incitament (med undantag för pantsystem) utgör själva huvudproblemet i avfallspolitiken. Handhavandet av hushållsavfall på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt får karaktär

¹¹ Fullerton, D. och T.C. Kinnaman. (1996). Household response to pricing garbage by the bag. *American Economic Review*, 86(4):971-984.

¹² Dunne, L., F.J. Convery och L. Gallagher. (2008). An investigation into waste charges in Ireland, with emphasis on public acceptability. *Waste Management*, 28:2826-2834.

¹³ Iriarte, A., X. Gabarell och J. Rierdevall. (2009). LCA of selective waste collection systems in dense urban areas. *Waste Management*, 29:903-914.

av kollektiv nyttighet¹⁴, vilket innebär svaga ekonomiska incitament på individnivå. I flerbostadshus debiteras fastighetsägaren eller bostadsrättsföreningen och inte hushållen direkt, varför det också kan finnas ett s.k. principal-agentproblem¹⁵. Kostnaderna för avfallshanteringen ingår som regel i hyran, och med dagens ”teknologi” är transaktionskostnaderna för individuell mätning och debitering mycket höga. Vad gäller förbränningskatten är avståndet ännu längre mellan den som debiteras skatten (förbränningsanläggningen) och den som i sista ändan betalar skatten (hushållet).

Avfallsets heterogenitet innebär dessutom att den information som krävs för utformning av optimala skatter och/eller regleringar saknas, och även om denna information existerade så skulle ändå ett betydande övervaknings- och kontrollproblem kvarstå vad gäller hushållens faktiska beteende. Så länge det enskilda hushållet inte kan övervakas och direkt debiteras, för volym och sammansättning av sitt avfall, kvarstår det grundläggande incitamentsproblemet.

7.4 Avfallspolitikens mål

Som framgår i kapitel 2 och 3 är avfallsområdet mycket heterogent till sin natur och berört av ett stort antal avfalls-, klimat-, miljö- och energipolitiska mål. Det är i vissa fall oklart i vilken utsträckning som dessa målsättningar har sin grund i samhällsekonomisk effektivitet eller är ett resultat av andra kriterier. Sambandet mellan mål och medel är ofta diffust. Det generella intrycket är att avfallspolitiken i hög grad är baserad på en värdegrund som saknar underliggande ekonomiska samband och analyser.¹⁶ Som exempel kan nämnas den s.k. avfallshierarkin inom EU som framför allt är motiverad av miljöhänsyn men som i relativt liten utsträckning är baserad på samhällsekonomiska analyser, varför dess kostnadseffektivitet är oklar.

¹⁴ En kollektiv nyttighet är en tjänst eller en vara som alla kan ha nytta av. Den kollektiva nyttigheten kännetecknas av icke-rivalitet, dvs. att nyttigheten inte minskar om en person konsumerar den och icke-exkluderbarhet, dvs. att det inte går att utesluta någon från att konsumera nyttigheten. Exempel är ren luft, ”stabilt” klimat och gatubelysning.

¹⁵ Principal-agent problemet är en typ av målkonflikter. I detta sammanhang kan det tolkas som att det är fastighetsägaren som bestämmer ”kostnaden” för de enskilda hushållen i fastigheten genom sitt agerande. Det som är optimalt för fastighetsägaren behöver inte vara optimalt för hushållen.

¹⁶ För en analys av samhällsekonomiska aspekter på målsättningar inom avfallspolitiken, se Bruvoll, A. och T. Bye. (2002). *En vurdering av avfallspolitikens bidrag til løsning av miljø- og ressursproblemer*, Statistisk Sentralbyrå, Oslo

Det är mot denna bakgrund svårt att rangordna betydelsen av de politiska målen, med två undantag:

- Enligt *avfallshierarkin* prioriteras materialåtervinning framför avfallsförbränning som i sin tur prioriteras framför deponering.
- Enligt *förbränningshierarkin* prioriteras högeffektiv kraftvärme framför lågeffektiv sådan som i sin tur prioriteras framför ren värmeproduktion. El betraktas som högvärdig och värme som lågvärdig energi.

Av inte minst pedagogiska skäl kan det vara av intresse att närmare granska implikationerna av dessa två mål ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

För att starta med förbränningshierarkin så är det mycket svårt att finna några samhällsekonomiska argument för att kraftvärmeproduktion i sig skulle vara överlägsen ren värmeproduktion. De argument som åberopas för att gynna kraftvärmeproduktion framför värmeproduktion är dels EU:s kraftvärmedirektiv, dels förekomsten av positiva externa effekter i form av långsiktig försörjningstrygghet samt minskat resursutnyttjande och lägre koldioxidutsläpp.

Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är det den samhällsekonomiska lönsamheten som avgör rangordningen och inte energieffektiviteten. Det faktum att kraftvärmeproduktion i ett systemperspektiv är mer energieffektivt än värmeproduktion är inte ett *tillräckligt* samhällsekonomiskt villkor för att motivera stöd av olika slag. I ett bredare resurseffektivitetsperspektiv är det effektivt användande av *alla* resurser (inte bara energi, utan också användning av arbete, kapital, material m.m.) som är det relevanta.¹⁷ Om det inte existerar några positiva spridningseffekter eller speciella värderingar knutna till hög elproduktion eller kraftvärmeproduktion har alltså kraftproduktion inget samhällsekonomiskt egenvärde som motiverar subventioner/undantag av den typ förbränningshierarkin och kraftvärmebeskattningen är uttryck för.

¹⁷ Man kan inte maximera allt samtidigt. Rent matematiskt innebär största möjliga energieffektivitet lägsta möjliga arbets-, kapital- och materialeffektivitet (inom substitutionsområdet). Ett partiellt energieffektivitetsmaximum karakteriseras av att den s.k. inputelasticiteten för energi är lika med 1, medan i ett totalt optimum måste summan av samtliga inputelasticiteter uppgå till 1. Maximal effektivitet för en enskild produktionsfaktor uppnås (inom substitutionsområdet) till priset av minimal effektivitet (d.v.s. marginalproduktivitet = 0) för övriga produktionsfaktorer.

Avfallshierarkin innebär att det är viktigast att förhindra att avfall genereras, men om så sker är rangordningen återanvändning, återvinning, förbränning och deponering. Avfallshierarkin går långt tillbaka i tiden, och den har en starkt intuitiv appell. Det kan upplevas som orimligt att förbränna avfall som skulle kunna återanvändas eller återvinnas. På en fri marknad är det emellertid den relativa konkurrenskraften (betalningsviljan) som bestämmer hur resurser styrs mellan olika användningsområden. På en reglerad avfallsmarknad där kostnaderna för verksamheten debiteras hushållen, som i hög utsträckning saknar legala kostnadsreducerande substitutionsmöjligheter, har dessa aspekter och politiska målsättningar stor betydelse. Behovet att samhällsekonomiskt motivera verksamheten kvarstår dock.

Som miljömässig motivering för avfallshierarkin ligger främst ett antal livscykelanalyser (LCA)¹⁸. Sådana går ut på att uppskatta direkta och indirekta miljöeffekter av olika åtgärder. Det är mycket svårt att korrekt genomföra sådana uppskattningar, varför livscykelanalyser som regel torde vara partiella i den betydelsen att de inte tillräckligt beaktar beteendeförändringar i alla led av avfallshandlingen. Sådana analyser kan ingå som underlag i en samhällsekonomisk analys men ersätter inte en sådan.

De priser som vi observerar på marknaderna i en ekonomi reflekterar alla direkta och indirekta effekter i bakomliggande led, med undantag för externa effekter som kräver en särskild värdering. Värdering av externa effekter är också förknippad med metodologiska problem. Fördelen med att försöka värdera externa effekter är dock att de kan användas som grund för att justera marknadens prissignaler genom skatter och avgifter, och sedan låta marknaden (här i form av aktörer på avfallsmarknaden) göra sina val. I det fall utvärderingar eller strikta avfallspolitiska mål visar att marknaden sorterar för mycket är det motiverat att sänka skatten/avgiften, och i det fall marknaden sorterar för lite bör skatten/avgiften höjas.

Med tanke på de olika metodologiska ansatserna i LCA och samhällsekonomiska analyser är det inte förvånande att samhälls-

¹⁸ För en beskrivning av metodiken i livscykelanalyser, se Johansson, J., G. Finnveden och Å. Moberg. (2001). *Metoder för förenklade, kvalitativa livscykelanalyser av produkter och materiel*. Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI-R-0032-SE. Exempel på livscykelanalyser ges i: Nordström J. (1999). *Livscykelanalys av industriell avfallshantering – en studie vid Östrand Massafabrik*. Institutionen för Samhällsbyggnadsteknik, LTU, och Öberg M. (2005). *Integrated Life Cycle Design: Applied to Swedish concrete multi-dwelling buildings*. Doctoral thesis, Lund Institute of Technology, Lund University.

ekonomiska analyser kan ge annorlunda resultat jämfört med livscykelanalyser i termer av policy-rekommendationer. Huvudintrycket av ett antal samhällsekonomiska analyser av avfallshantering, och speciellt avvägningen mellan förbränning och materialåtervinning, är att dessa inte utgör något entydigt stöd för avfallshierarkin.¹⁹ En grundlig och kritisk analys av avfallshierarkin i relation till EU:s avfallspolitik har genomförts av Institut for miljövärdering (2005).²⁰ En översikt över resultaten av ett antal national-ekonomiska analyser av återvinning och styrmedel inom avfallspolitiken ges i Gunter (2007).²¹

Det är framförallt två aspekter som bryter kostnadseffektiviteten i avfallshierarkin:

- Bestämda kvantitativa målsättningar om samma återvinningsgrader för olika produkter leder till mycket varierande marginalkostnader för återvinning, såväl geografiskt inom länder som mellan länder. Detta gäller i särskilt hög grad för lätta material, såsom mjukplast eller material i små mängder, som är speciellt transportkostnads känsliga.
- Med den karaktär som hushållsavfallet har så är marginalkostnaderna för utsortering och återanvändning starkt stigande²², medan förbränning, i grova drag karakteriseras av konstanta marginalkostnader. Detta implicerar att en allt för stringent tillämpning av avfallshierarkin leder till onödigt höga samhällsekonomiska kostnader, speciellt transportkostnader.

Det bör dock påpekas att avfallshierarkin inte är avsedd att tillämpas dogmatiskt i den betydelsen att det *alltid* är fel att förbränna något som möjligen skulle kunna återvinnas. En diskussion kring avfallshierarkin i förhållande till samhällsekonomisk analys bör därför primärt handla om hur proportionerna för de olika behandlingsmetoderna bör se ut, och varje enskilt fall kräver en analys. Återvinning är på marginalen en resurskrävande, speciellt trans-

¹⁹ Se t.ex. Samakovlis E. (2001). *Economics of paper recycling*. Umeå Economic Studies no 563 samt Berglund, C. (2003). *Economic efficiency in waste management and recycling*. Doctoral thesis 2003:1. Luleå tekniska universitet.

²⁰ Institut for miljövärdering. (2005). *Rethinking the Waste Hierarchy*, Köpenhamn.

²¹ Gunter M. (2007). Do Economists Reach a Conclusion on Household and Municipal Recycling? *Econ Journal Watch*, 4(1):83-111.

²² Se Sahlin, J., T. Ekvall, M. Bisailon och J. Sundberg. (2007). Introduction of a waste incineration tax: Effects on the Swedish waste flows. *Resources, Conservation and Recycling*, 51:827-846.

portkrävande och därmed energiintensiv, aktivitet, vilket måste beaktas i en samhällsekonomisk kalkyl.

7.5 Kostnadsstruktur på behandlingsalternativ

Generellt kan hushållsavfall betraktas som antingen ett bränsle, en insatsvara i tillverkningsindustrin eller som avfall. Denna syn återspeglar de olika användningsområdena: förbränning med energiutvinning, materialåtervinning²³ respektive deponering. De olika användningsområdena konkurrerar med varandra i den betydelsen att flödet av hushållsavfall bör gå till det användningsområde som förknippas med de lägsta samhällsekonomiska kostnaderna.

De företagsekonomiska kostnaderna för olika behandlingsalternativ påverkas i stor utsträckning av olika styrmedel och regleringar. I Avfall Sveriges rapport *Svensk avfallshantering 2008* redovisas de olika behandlingsavgifterna för hushållsavfall och återges nedan i Tabell 4.²⁴

Tabell 4 Intervall för behandlingsavgifter för hushållsavfall, 2005-2007 inkl. moms och skatt

Kronor per ton	2005	2006	2007
Deponering	700–1 200	700–1 200	700–1 200
Förbränning	300–600	500–1 000	500–1 000
Biologisk behandling	400–600	400–700	400–800

Källa: Svensk avfallsbehandling 2008, Avfall Sverige.

För en uttömmande bild måste tabellen kompletteras med den kostnad som kan associeras med materialåtervinning. Sahlin m.fl. (2007)²⁵ beräknar marginalkostnaden bland annat för att styra bort hårdplast från förbränning till materialåtervinning. Genom att använda deras resultat kan en *genomsnittlig* "behandlingskostnad" för att styra bort hårdplast från förbränning till materialåtervinning

²³ Inklusive biologisk behandling och återanvändning.

²⁴ Behandlingsavgifterna behöver inte nödvändigtvis vara desamma som de faktiska företagsekonomiska kostnaderna. Men mycket av avfallshanteringen sker i kommunala bolag (eller liknande organisationer) som faller under självkostnadsprincipen varför ingen "vinst" i vanlig bemärkelse kan tas ut.

²⁵ Sahlin, J., T. Ekvall, M. Bisailon och J. Sundberg. (2007). Introduction of a waste incineration tax: Effects on the Swedish waste flows. *Resources, Conservation and Recycling*, 51:827-846.

beräknas till 1 000 kronor per ton hårdplast. Syftet med att räkna ut en genomsnittlig kostnad är att underlätta jämförelsen med kostnaderna för de andra behandlingsalternativen från Tabell 4. Kostnaden på 1 000 kronor per ton ligger i paritet med kostnaden för förbränning. Notera dock att marginalkostnaden för att öka materialåtervinningen på hårdplast, som redovisas i Sahlin m.fl. (2007), stiger snabbt, varför det på marginalen blir mer lönsamt att förbränna än att återvinna. Även mjukplast ingick i studien, men det antogs att denna inte, som alternativ till förbränning, går till materialåtervinning, vilket den dock avses gör sedan 1 november, 2008.

Sammantaget visar den genomsnittliga företagsekonomiska behandlingskostnaden, inklusive skatter och med dagens teknik, skatter och prisnivå, att biologisk behandling är ”billigast” följt av förbränning och materialåtervinning, dyrast är deponering.

Det föreligger också betydande geografiska (rumsliga) kostnadsskillnader för olika behandlingsalternativ. Hage och Söderholm (2008)²⁶ använder en ekonometrisk modell för att bedöma vilka variabler och i vilken grad de påverkar insamlingen av plast från hushållen (som faller under producentansvaret). Deras resultat pekar på att avståndet till återvinningsanläggning, befolknings-täthet och andelen invånare som bor i tätort inte påverkar insamlingen av plastförpackningar. Detta förklaras av att den ekonomiska kompensationen från materialbolagen varierar mellan olika regioner. Men detta innebär i sin tur att den övergripande nationella insamlingen inte är kostnadseffektiv (dvs. samma insamlingsvolym kan realiseras till en lägre kostnad). Deras resultat pekar också på möjligheten att påverka insamlingsgraden genom att ändra insamlingssystemet. Tyvärr saknas en distinktion i studien mellan det kommunala ansvaret och producentansvaret, varför resultaten blir svårtolkade utifrån ett ansvarsperspektiv.

Motsvarande studie för återvinning av wellpapp har utförts av Berglund (2004)²⁷. Denna studie analyserar den rumsliga kostnadseffektiviteten i återvinningen av wellpapp genom att bryta ner Sverige i 20 regioner. Med hjälp av regionspecifik data estimeras sedan den mest kostnadseffektiva återvinningsnivån per region, givet ett övergripande nationellt mål (65 % insamlingsnivå).

²⁶ Hage, O. och P. Söderholm. (2008). An econometric analysis of regional differences in household waste collection: the case of plastic packaging waste in Sweden. *Waste management*, 28(10):1720-1731.

²⁷ Berglund, C. (2004). Spatial cost efficiency in waste paper handling: the case of corrugated board in Sweden. *Resources, Conservation and Recycling*, 42(4):367-387.

Resultaten pekar på att det mest kostnadseffektiva sättet att nå det övergripande målet är att tillåta en variation i de regionala insamlingsnivåerna. Dessa går från 51 % för de regioner som har en låg befolkningstäthet till 72 % för regioner som har en högre befolkningstäthet.

7.6 Mål och måluppfyllelse med existerande skatt

7.6.1 Mål med existerande skatt

Bakgrunden till avfallsförbränningskatten var enligt regeringens uttalanden vid införandet av skatten att gynna den del av avfallshandlingen som är miljömässigt och samhällsekonomiskt fördelaktig (se avsnitt 6.1 och prop. 2005/06:125 sid. 35). Häri låg en strävan från regeringen att verka för att materialåtervinning utnyttjas när det i en helhetsbedömning är miljömässigt motiverat. Av regeringens uttalande i propositionen kan slutsatsen dras att regeringen tycks förutsätta att återanvändning, materialåtervinning och biologisk behandling av hushållsavfall i princip är mer fördelaktigt än förbränning, trots detta har dessa alternativ svårt att konkurrera ekonomiskt med avfallsförbränning. Det övergripande syftet bakom skatten "är därför att öka materialåtervinningen genom att denna relativt sett blir ekonomiskt fördelaktigare. Skatten bör dessutom sträva efter att uppfylla de miljö-, energi- och klimatpolitiska målen...". Eftersom hushållsavfall också innehåller fossilt material medför avfallsförbränningskatten att ett pris sätts på de utsläpp av koldioxid som uppkommer vid förbränningen. Ett borttagande av avfallsförbränningskatten skulle därmed kunna leda till att "avfallsförbränningen är större än vad som är samhällsekonomiskt önskvärt" (Prop. 2005/06:125, sid. 36).

7.6.2 Uppfyller skatten målen?

Analysen av skattens måluppfyllelse kan konkretiseras genom följande frågeställningar:

- Har avfallsförbränningsskatten inneburit att återanvändning, materialåtervinning och biologisk behandling av hushållsavfall fått det lättare att konkurrera ekonomiskt med avfallsförbränning? Har återvinningen av, framför allt, plast ökat som en konsekvens av skatten?
- Styr avfallsförbränningsskatten mot minskade utsläpp av koldioxid med fossilt ursprung? Skatten omfattar inte förbränning av fossilt kol i allt avfall utan enbart i sådant hushållsavfall som omfattas av den kommunala renhållningsskyldigheten, dvs. ca 50 procent av den totala avfallsmängden som förbränns i förbränningsanläggningar (ca 25 % av allt avfall).
- Är styrningen mot förbränning av hushållsavfall i kraftvärmeproduktion jämfört värmeproduktion ändamålsenlig?
- Är det möjligt att utforma ett effektivt styrmedel för att öka materialåtervinningen när den som beskattas inte själv bär skatten, utan via en kommunalt fastställd avgift överför skattebördan på dem som avses utföra avfallssorteringen? Mottagningsavgiften vid förbränningsanläggningen transformeras vidare i tre led innan den når den som slutligen betalar avgiften.

Nedan följer en analys av avfallsförbränningsskattens måluppfyllelse och konstruktion. Eftersom det inte existerar data som möjliggör en ekonometrisk analys av skattens effekter, baseras analysen främst på en granskning av skattens incitamenteffekter samt intervjuer och diskussioner med branschföreträdare. Det ligger därmed i sakens natur att resultaten som framkommer är kvalitativa. Eftersom skatten av allt att döma haft mycket små effekter bedöms detta vara ett mindre problem.

7.6.3 Effekter på hushållen

Skatteincidensen – vem betalar skatten i slutändan?

Som skatten nu är utformad gäller skattskyldigheten den som i yrkesmässig verksamhet förbränner fossilt kol i visst hushållsavfall. Anläggningarna som förbränner hushållsavfallet övervältrar i stor utsträckning skatten på kommunerna genom mottagningsavgifterna. Kommunerna tar i sin tur ut dessa kostnader av fastighetsägarna genom renhållningsavgifterna, som dock bestäms inom ramen för den kommunala självkostnadsprincipen. Fastighetsägarna tar i sista ledet ut skatten antingen av sig själva eller av hyresgäst via hyresdebiteringen.

Mellan 2005 och 2007 ökade den kommunala renhållningsavgiften i genomsnitt med strax under 13 % vilket motsvarar en ökning på cirka 143 kronor per 70 m² boyta (se avsnitt 6.4.3). Givet den genomsnittliga boytan (55 m² enligt SCB) och genererat hushållsavfall till förbränning per person (239 kg enligt Avfall Sverige) innebär det en ökning av den kommunala renhållningsavgiften med cirka 470 kronor per ton avfall dvs. marginellt lägre än den oreducerade förbränningskatten för ett värmeverk på ca 490 kr/ton (se avsnitt 7.2 om nedsättningar i skatten) men betydligt över den genomsnittligt erlagda förbränningskatten på ca 90 kr/ton. Under samma period förändrades spridningen och nivån på mottagningsavgiften som avfallsförbränningsanläggningarna debiterar från cirka 310-675 till 510-1 150 kronor per ton hushållsavfall (realt i 2007 års prisnivå).²⁸

I Profu:s sammanställning och utvärdering av de svenska avfallsförbränningsanläggningarnas mottagningsavgifter (Profu, *Mottagningsavgifter 2008*) konstateras att det finns relativt stor spridning i mottagningsavgiften mellan anläggningarna. Detta förklaras, enligt Profu, bl.a. av olika kostnadsstrukturer och rumsliga marknadsförutsättningar. Även avfallsförbränningskatten anges som en förklarande variabel till variationen i mottagningsavgifter, framför allt på grund av vilken typ av avfall (hushållsavfall eller verksamhetsavfall) som den enskilda anläggningen använder samt dess elverkningsgrad.

Villaägarnas riksförbund genomförde en enkätundersökning om kostnadsförändringar i de kommunala renhållningsavgifterna mel-

²⁸ Mottagningsavgifterna är hämtade från Profu:s sammanfattning av rapporten *Mottagningsavgifter 2008*.

lan 2006 och 2007 i sin rapport *Sveriges Renhållningsavgifter 2006 och 2007*. Enligt rapporten beror höjningarna i renhållningsavgiften i huvudsak på avfallsförbränningsskatten, som infördes den 1 juli 2006. Andra bidragande faktorer i flera kommuner är en kombination av ökade behandlings- och transportkostnader. Även en ökad mängd avfall vid återvinningscentralerna (som faller under det kommunala ansvaret) har varit en starkt bidragande faktor. Ett antal kommuner har också infört nya källsorteringssystem vilket har ökat avgiften.

Utan möjlighet att använda ekonometriska verktyg är det dock svårt att särskilja och identifiera de olika effekterna som kan tänkas ha påverkat höjningen av renhållnings- och mottagningsavgiften. Därför har ”förklaringarna” i dessa båda rapporter karaktär av hypoteser snarare än analysresultat.

Intervjuer med branschföreträdare förstärker intrycket att skatten i mycket hög utsträckning övervältrats på hushållen om än med vissa eftersläpningseffekter på grund av långsiktiga kontrakt och tidpunkten för kommunala beslut om förändringar i renhållningsavgiften. Det kan heller inte uteslutas att skatten övervältrats till mer än 100 %, och att den skattenedsättning som är möjlig, och som i stor utsträckning erhållits, inte återförts till hushållen.

Skattens incitamentseffekter på mängden (utsorterat)avfall

Den enda signal som nått det enskilda hushållet, på grund av skatten, är en ökad hyra i flerbostadshus och en höjd renhållningsavgift i småhus. Få hushåll torde ens vara medvetna om skattens existens. Det ligger i sakens natur att det då är svårt att spåra några *direkta* incitamentseffekter av skatten på hushållsnivån.

Eftersom mängden hushållsavfall i stort sett är proportionell mot den privata konsumtionen, gäller styrningen på hushållsnivå i första hand graden av källsortering. Inom de flesta kommuner förekommer någon form av differentierad renhållningsavgift, i de flesta en differentiering efter volym i några efter vikt. En sådan differentiering kan, framför allt genom ökad källsortering, tänkas få en viss effekt på avfallsvolymen respektive avfallsvikten i småhusområden och i mindre bostadsrättsföreningar med mindre krokiga rör mellan den egna plånboken och beteendet. Beteendet styrs emellertid också av yttre faktorer som den konkreta utformningen

av avfallstjänsten, t.ex. lokaliseringen av och öppethållandetider för återvinningsstationer och återvinningscentraler och avgiftsstrukturen för dessa. Till detta ska läggas att en stor del av källsorteringen ligger inom producentansvaret och således vid sidan av det kommunala ansvaret.

Priset på källsortering, dvs. relativpriset mellan soptunna och återvinningsstation/central, torde framförallt ha betydelse i kommuner med en viktbaserad komponent i den kommunala renhållningsavgiften. År 2007 hade 26 kommuner infört en sådan komponent. Erfarenheterna härav visar att *avfallsmängden i soppkärlden* sjunker inledningsvis för att senare åter stiga för att plana ut på en något lägre nivå än den initiala (Dahlén, 2008)²⁹. I tätbebyggda områden styrs något mera avfall till återvinningsstationer och återvinningscentraler – på landsbygden finns det dock en risk att olämplig förbränning och illegal dumpning av avfall ökar (se exempelvis Fullerton och Kinnaman, 1996)³⁰.

Incitament för källsortering

Det grundläggande problemet ur ekonomisk incitamentssynpunkt är att med morot eller piska kompensera hushållen för arbetet med källsortering. För att en avfallsförbränningskatt ska skapa incitament för hushållen att öka sin källsortering måste tre villkor vara uppfyllda: (1) Hushållen måste möta en högre kostnad (inklusive renhållningsavgiften) för osorterat jämfört med utsorterat avfall samtidigt som (2) det måste finnas en rörlig komponent i renhållningsavgiften som reflekterar hushållens källsortering, och (3) det måste finnas ett källsorteringssystem. Avfallsabonnemang där källsortering av matavfall (biologiskt) blir billigare än ett abonnemang med blandat brännbart avfall (ett kärl där allt slängs) är ett exempel på detta.

För att fastställa om en kostnadsökning har någon effekt på hushållens källsortering måste den ställas mot en annan kostnad, nämligen hushållens kostnad för att öka källsorteringen. Två faktorer är avgörande för att korrekt kunna bedöma denna kostnad: vilken tid hushållen lägger ned och hur mycket de värderar denna tid till. Det finns en rad studier som kvantitativt försöker bestämma

²⁹ Dahlén, L. (2008). *Household waste collection: Factors and variations*. Doctoral Thesis 2008:33, Luleå tekniska universitet.

³⁰ Fullerton, D. och T.C. Kinnaman. (1996). Household response to pricing garbage by the bag. *American Economic Review*, 86(4):971-984.

dessa faktorer med hjälp av olika metoder.³¹ Resultaten från dessa studier pekar på att de svenska hushållen lägger ned mellan 2 och 19 minuter per vecka på källsortering till en kostnad mellan 3 och 70 kronor per timma. Det innebär att kostnaden för ett hushåll att källsortera varierar från cirka 0,4 upp till 90 kronor per månad. Så länge denna kostnad är mindre än en ökad renhållningsavgift är det lönsamt för hushållen att öka källsorteringen, *förutsatt att renhållningsavgiften påverkas av en ökad källsortering*. Om en högre renhållningsavgift tas ut oavsett hur mycket ett hushåll källsorterar försvinner kostnadsbesparingen och det ekonomiska incitamentet att källsortera, vilket torde vara fallet för de flesta hushåll i landet.

Betydelsen av hushållens tidsvärdering kommer fram i en ekonometrisk studie av de svenska hushållens plaståtervinning av Hage och Söderholm (2008),³² där resultaten indikerar att en hög utbildningsnivå (starkt samvarierande med hög inkomstnivå) minskar benägenheten att källsortera plastprodukter, medan en hög arbetslöshet ökar denna. Detta kan förklaras av att hushållens alternativkostnad för källsortering varierar.

På grund av den höga sannolikheten för negativa externa effekter av ekonomiska incitament på hushållsnivån, framstår moraliska incitament som mera lämpliga och betydelsefulla än ekonomiska. Forskningsresultaten indikerar, som tidigare noterats, att moraliska styrmedel och sociala normer är väl så viktiga som ekonomiska styrmedel.³³ Ett, som det visat sig, effektivt moraliskt styrmedel är införandet av källsortering under diskbänken med skilda påsar för biologiskt och brännbart avfall. Vidare utförs sorteringen av hushållsavfallet för olika former av materialåtervinning m.m. i stort av enskilda individer utan direkt ekonomisk kompensation, och i vissa fall med ekonomisk uppoffring, då hushållen får betala för att bli av med avfall vid vissa återvinningscentraler. Hushållen torde också

³¹ Se bl.a. Berglund, C. (2006). An assessment of households' recycling cost: the role of personal motives. *Ecological Economics*, 56:560-569; Bruvoll, A., B. Halvorsen och K. Nyborg. (2002). Households' recycling efforts. *Resources, Conservation and Recycling*, 44:309-317; Ekvall, T. och P. Bäckman. (2001). *Översiktlig samhällsekonomisk utvärdering av använda pappersförpackningar*. Göteborg, CIT Ekologik AB; och Konsumentverket (1997). *Källsortering i fyra kommuner: Vad har producentansvaret betytt för hushållen?* Rapport 1997:16.

³² Hage, O. och P. Söderholm. (2008). An Econometric Analysis of Regional Differences in Household Waste Collection: The Case of Plastic Packaging Waste in Sweden. *Waste Management*, 28(10):1720-1731.

³³ Berglund, C. (2006). Do economic incentives demoralize recycling behavior? I: *Trends in conservation and recycling of resources*. Red. Christian V. Loeffle New York: Nova Science, sid. 229-240 samt Berglund, C. (2006). The assessment of households' recycling costs: the role of personal motives. *Ecological economics*, 56(4):560-569.

kunna påverkas att minska det biologiska avfallet genom kampanjer att t.ex. inte slänga livsmedel när den formella hållbarhetstiden gått ut utan först när livsmedlen i realiteten är otjänliga som föda.

SHARP är ett femårigt mångvetenskapligt forskningsprogram som avslutades i december 2008 och vari hushållens roll i miljöpolitiken analyserades.³⁴ De studier som utförts om källsortering inom SHARP har lett fram till en rad intressanta slutsatser. (1) För källsortering har moraliska styrmedel samt en väl utbyggd infrastruktur viktiga roller att spela för att skapa engagemang bland hushållen. Det är inte minst centralt att upprätthålla hushållens förtroende för källsorteringen. (2) Ekonomiska incitament (t.ex. viktbaserade avgifter), samt ytterligare infrastrukturella åtgärder som underlättar källsortering i vardagen (t.ex. fastighetsnära insamling), är generellt sett effektiva för att åstadkomma ökad källsortering, men dessa åtgärder är samtidigt mest effektiva om de ingår i större policypaket som också innehåller riktad information till hushållen. (3) Förekomsten av sociala och personliga (moraliska) normer spelar en viktig roll för att förklara bl.a. källsortering, men samtidigt finns det gränser för hur mycket ett uttalat fokus på individuellt ansvar kan åstadkomma. (4) Kollektiva åtgärder, t.ex. investeringar i infrastruktur och fysisk planering, är nödvändiga för att underlätta ett miljövänligt beteende på hushållsnivå. (5) Möjligheten att styra hushållen (direkt) via tvingande lagstiftning bedöms vara begränsad.

7.6.4 Effekter på kommunnivå

Budgeteffekter och transaktionskostnader

Förbränningskatten infördes med mycket kort varsel. Kommunerna fick således mycket kort tid på sig att anpassa sin verksamhet. Ofta är prisavtalen med behandlingsanläggningar fleråriga, och en förändrad hantering, t.ex. matavfallsinsamling med biologisk behandling, tar tid att implementera. En ökad materialåtervinning av förpackningar och tidningar kräver medverkan av producenterna, såsom ökad service och tillgänglighet.

När förbränningskatten infördes ställdes kommunerna inför högre kostnader för förbränning av avfallet, något de inte hade för-

³⁴ Naturvårdsverket. (2008). *Hållbara hushåll: Miljöpolitik och ekologisk hållbarhet i vardagen. Slutrapport till Naturvårdsverket från forskningsprogrammet SHARP*. Rapport 5899.

väntat och således inte beaktat i budgetprocesserna. Några kommuner höjde renhållningsavgifterna med kort varsel. Andra kommuner löste finansieringen på annat sätt, t.ex. genom tillskott av skattemedel eller omfördelning av medel inom renhållningsverksamheten.

De flesta kommuner har beslutat att avfallshanteringen ska ske helt genom avgiftsfinansiering, dvs. att intäkterna från renhållningsavgifterna ska täcka de totala kostnaderna för renhållningen. Enligt 27 kap 5 § miljöbalken ska avgiften vara årlig eller på andra sätt periodisk. Vidare anges att avgiften ska bestämmas till högst det belopp som behövs för att täcka nödvändiga planerings-, kapital- och driftskostnader för renhållningen. Det innebär att det inte får uppstå överskott år från år i verksamheten. Det gör att kommunerna inte har någon stor reserv att ta till om det uppstår plötsliga underskott.

Renhållningsavgiften fastställs av kommunfullmäktige. I vissa kommuner görs detta redan under våren året innan den nya avgiften ska börja gälla, medan andra fastställer den under hösten. I ytterligare andra kommuner sker eventuella höjningar endast genom indexuppräkning. Renhållningsavgiften får heller inte fastställas retroaktivt.

Förbränningsskatten innebar betydande merarbete för kommunerna, framför allt under hösten 2006. Beroende på avtalens utformning krävdes nya förhandlingar med avfallsförbränningsanläggningarna. Kommuner som äger egna förbränningsanläggningar med hetvattenpanna (som enbart producerar värme), liksom kommuner som satt fast i avtal med sådana anläggningar, fick kraftigt höjda priser. Även kommuner som levererar avfall till kraftvärmeanläggningar fick betydande prishöjningar. Den initiala osäkerheten om skattenedsättningsmöjligheterna, speciellt för industrileveranser, utnyttjades sannolikt av vissa anläggningar för en anpassning av priserna uppåt. Vissa kommuner fick mycket kraftigt höjda priser vilket bidrog till att öka skillnaderna i renhållningsavgifter över landet. Enligt Villaägarnas riksförbund (*Sveriges renhållningsavgifter 2006 och 2007*) ökade renhållningsavgifterna mellan 2006 och 2007 med i genomsnitt 8,7 % beroende på vilken typ av hämtningssystem som används. Den högsta genomsnittliga ökningen skedde för hämtning av blandat avfall (9,5 %) och den lägsta genomsnittliga ökningen för källsorterat avfall (8 %)

Effekter på materialåtervinning

BRASkatteutredningen anförde bl.a. att en avfallsförbränningskatt enligt energiskattmodellen skulle innebära ökad kostnad för behandlingsmetoden förbränning, vilket skulle ge ett incitament till ökad materialåtervinning av i första hand plast och gummi (prop. 2005/06:125 s. 37). Utredningen föreslog bl.a. av detta skäl att skatten skulle utformas enligt energiskattmodellen, i vilket regeringen instämde (prop. 2005/06:125 s. 40).

Statistiskt har materialåtervinningen av flera avfallskategorier ökat. Som Tabell 1 indikerar ökade den totala materialåtervinningen från hushållsavfall med cirka 80 000 ton mellan 2006 och 2007. Detta motsvarar en ökning med nästan 5 %. Av de ingående avfallskategorierna var det enbart tidningspapper som hade en minskad materialåtervinning (2 %). Den högsta procentuella ökningen under de senaste åren gäller materialåtervinningen av plastförpackningar vilken nästan fördubblats mellan 2003 och 2007.

En relevant fråga är hur stor del av ökningen av materialåtervinningen av plast som kan krediteras avfallsförbränningskatten, som infördes under 2006. Det kan finnas andra faktorer än avfallsförbränningskatten som påverkat nivån på materialåtervinningen. Enligt Tabell 1 skedde faktiskt den snabbaste ökningen i materialåtervinningen av plastförpackningar mellan 2005 och 2006, 35 %, medan ökningstakten sjönk till ca 17 % mellan 2006 och 2007.

En orsak till den ökade materialåtervinningen kan vara införandet av nya insamlingssystem. Dahlén (2008)³⁵ visar bland annat att kommuner med fastighetsnära insamling av återvinningsmaterial samlade in mer metall-, plast- och pappersförpackningar per person, än kommuner som bara hade återvinningsstationer för insamling av förpackningar.

Hage och Söderholm (2008)³⁶ analyserar bestämningsfaktorerna bakom *återvinningen av plast* i en ekonometrisk studie på kommunnivå med data från 2004, dvs. innan avfallsförbränningskatten existerade. Till de statistiskt säkerställda resultaten hör att:

³⁵ Dahlén, L. (2008). *Household waste collection: Factors and variations*. Doctoral Thesis 2008:33, Luleå tekniska universitet.

³⁶ Hage, O. och P. Söderholm. (2008). An Econometric Analysis of Regional Differences in Household Waste Collection: The Case of Plastic Packaging Waste in Sweden. *Waste Management*, 28(10):1720-1731.

- En viktbaserad renhållningsavgift ökar återvinningen med ca 30 % (allt annat lika) medan en volymbaserad inte har någon effekt.
- Andelen småhus har en positiv effekt på återvinningen.
- Det existerar en negativ storstadseffekt på återvinningsgraden som kan förklaras med trängsel eller bristen på sociala normer.
- Andelen nya immigranter påverkar återvinningsgraden negativt medan andelen ”permanenta” immigranter har en positiv effekt på densamma.

Det är viktigt att påpeka att förbränningskattens utformning, med ett schablonmässigt antagande om andelen fossilt innehåll i hushållsavfallet, eliminerar möjligheterna för förbränningsanläggningar, kommuner och enskilda hushåll att påverka sin skattebörda. Även om hushållen genomför en 100-procentig utsortering av det fossila avfallet (dvs. plaster), drabbas hushållsavfallet av skatten. Några *direkta* incitamenteffekter på materialåtervinning av avfallsförbränningskatten fram till förbränningen är därmed svåra att identifiera. När det gäller styrningen mot ökad materialåtervinning av framför allt plast är det därför inte överraskande att belägg saknas för att denna ökat på grund av skatten. Dess låga vikt ger, som nämnts ovan, heller inga starka incitament för återvinning i de hushåll som har en viktbaserad komponent i den kommunala renhållningsavgiften.

Frågan är om det överhuvudtaget är möjligt att utforma ekonomiska incitament för att öka materialåtervinningen när den som beskattas inte själv bär skatten, utan via en kommunalt fastställd avgift överför skattebördan på dem som avses utföra avfalls-sorteringen, samtidigt som intäkterna av återvinningen tillfaller återvinningsbolagen. Svårigheten att genom renhållningsavgifterna styra materialåtervinningen är för övrigt ett generellt problem och inte enbart förknippat med avfallsförbränningskatten.

Eftersom vår kunskap om kommunalt beteende är begränsad är det svårt att uttala sig om i vilken utsträckning som förbränningskatten påverkat kommunernas incitament för ökad källsortering. Utredningens bedömning är att nationella miljömål som överförs till kommunala mål sannolikt har mycket större styreffekt. Kommunernas verksamhet styrs i betydligt högre utsträckning av politiska mål och ambitioner än av lätt övervältringsbara skatter.

Kommuner som har en politisk målsättning att öka återvinningen synes satsa på metoder som medför ökad källsortering, såsom central matavfallsinsamling för biologisk behandling och fastighetsnära insamling av förpackningar och papper.

En stor del av det avfall som lämpar sig för materialåtervinning är emellertid förpackningar och papper som omfattas av producentansvaret. Därför är incitamenten på producentansvarssidan väl så viktiga som på kommunsidan.

Plaståtervinningen

I återvinningsdiskussionen synes plasten ha en speciell ställning. Materialåtervinningsmålet inom producentansvaret stipulerar en återvinning av plastförpackningar på 70 %, varav materialåtervinning minst 30 %. Det skiljer inte på mjuk- och hårdplast utan anger enbart ett mål för plastförpackningar som helhet (exklusive dryckesförpackningar).³⁷

Enligt uppgift från Förpacknings- och tidningsinsamlingen FTI (som sköter producentansvaret) är förbränningskatten en av anledningarna till att FTI beslutat att från den första november 2008 återvinna mjukplast från hushållen. FTI skulle annars betala förbränningskatt till kommunerna för den mjukplast som låg kvar i "soppåsen" om den inte sorterades ut. Enligt FTI har kommunerna övervältrat skatten på producenterna, och producenterna har valt att "undvika" skatten genom att besluta om utsortering.

Beslutets realekonomiska innebörd är att en del av den mjukplast som tidigare gått direkt till förbränning i energianläggningar nu insamlas och går vidare till en återvinningsanläggning (sannolikt i Sverige eller Tyskland), där den separeras från hårdplasten, samtidigt som förorenade delar av mjukplasten separeras från rena delar. De förorenade delarna av mjukplasten går till förbränning. Eftersom mjukplasten är ett mycket starkt substitut till olja och kol beror de rena fraktioneras vidare öde på relativpriserna mellan kol, olja och mjukplast. Vid ett högt oljepris kommer en större andel att gå till förbränning, vid ett lågt oljepris en mindre andel.

Baserat på den materialåtervinning av plast som skedde 2007 (se Tabell 1) är återvinningsmålet nu nått (inom producentansvaret är det enbart metallförpackningar som under 2007 inte nådde sitt

³⁷ Något delmål i miljö kvalitetsmålen finns inte för förpackningsåtervinning, men regeringen har ställt upp särskilda mål på nationell nivå för varor inom producentansvaret.

återvinningsmål). Om ett syfte med avfallsförbränningsskatten i termer av materialåtervinning är att öka utsorteringen av plast från hushållsavfallet kan ytterligare styrning ifrågasättas, speciellt som marginalkostnaderna för detta är starkt stigande.

För att få en uppfattning om ”skuggpriset”³⁸ på återvunnet plastavfall kan vi anta att hela ökningen i återvunnen plast, 7 000 ton, kan tillskrivas avfallsförbränningsskatten vars nettointäkt uppgår till 226 miljoner kr. Detta implicerar ett skuggpris på mer än 30 000 kr per ton återvunnen plast.

7.6.5 Effekter på relativpriser med klimatpolitisk betydelse

I prognosen i underlaget till Kontrollstation 2008 fortsätter koldioxidutsläppen från avfallsförbränning att öka. Utfallet är dock högst osäkert. I prognosen antas t.ex. Sverige öka införseln av avfall till el- och värmeproduktion något. Införseln kan dock i stället komma att minska i omfattning – bl.a. som följd av EU:s bindande mål om 20 % förnybar energi till 2020 och att, som tidigare noterats, direktivet (artikel 21) dessutom anger att i de fall det finns ett nationellt kvotsystem eller liknade styrmedel ska operatörerna räkna bidraget från biodrivmedel, som bland annat produceras från avfall, dubbelt jämfört med andra biodrivmedel. Samma princip ska tillämpas för målet för förnybar energi i transportsektorn. Enligt en känslighetsanalys från Naturvårdsverket, som ingick i Klimatberedningens betänkande (SOU 2008:24), skulle utsläppsökningen, vid en något mer begränsad utbyggnad av avfallsförbränningen, år 2020 kunna bli 0,3 miljoner ton koldioxidekvivalenter lägre per år jämfört med prognosen.

För att bedöma de klimatpolitiska effekterna av förbränningsskatten måste vi se på dess påverkan på olika relativpriser (som diskuterades i avsnitt 4.3), eftersom det är dessa som ingår i incitamentsstrukturen och bestämmer hushålls och företags beteende. Även om ett av syftena med avfallsförbränningsskatten var att åstadkomma kostnadsneutralitet mellan koldioxidutsläppen från olika fossila bränslen, påverkar skatten flera viktiga relativpriser nämligen:

³⁸ Med skuggpris avses det pris som implicit kan tillskrivas en nyttinghet som inte prissätts på en marknad.

- Mellan koldioxidemissioner från hushållsavfall och koldioxidemissioner från ”rena” fossila bränslen, samt från verksamhetsavfall.
- Mellan hushållsavfall, verksamhetsavfall och fossila bränslen.
- Mellan olika biobränslen.
- Mellan hushållsavfall och biprodukter från sågverken och flis.

När det gäller målet att åstadkomma kostnadsneutralitet mellan koldioxidutsläppen från olika fossila bränslen har skatten en hög måluppfyllelse genom att internalisera alla kostnader för CO₂-utsläpp (enligt principen om att förorenaren betalar). Kostnadsneutraliteten haltar dock något. Medan elproduktion genom förbränning av ”normala” biobränslen i kraftvärmeanläggningar tilldelas elcertifikat gäller detta inte det biobränsle som ingår i hushållsavfall. Om strikt kostnadsneutralitet eftersträvas så borde den fossila delen beskattas med koldioxidskatt, medan biobränsledelen borde ge underlag för elcertifikat.

Ytterligare ett, och inte obetydligt, kostnadsneutralitetsproblem är att schabloniseringen av hushållsavfallens fossila kolinnehåll, i kombination med tillämpningsområdet för den miljörettsliga definitionen av sådant avfall, innebär att *särskilt utsorterat träavfall från husbållen träffas av skatt*. Sådant träavfall får därför ett lågt marknadsvärde med betydande avsättningssvårigheter som följd. Det är givetvis principiellt olämpligt att ett rent biobränsle beskattas med koldioxidskatt. Problemet har kommenterats tidigare (se prop. 2006/07:13 s. 63 f. och prop. 2006/07:100, s. 46).

Kostnadsneutraliteten mellan koldioxidutsläppen från olika fossila bränslen sänker samtidigt priset på koldioxidemissioner från industriavfall respektive priserna på kol, olja, naturgas. Eftersom vi inte vet något om storleken på korspriselasticiteterna kan vi heller inte avgöra om förbränningsskatten bidrar till ökade eller minskade koldioxidemissioner.

Å andra sidan torde de kvantitativa effekterna, oavsett riktning, vara obetydliga ur ett klimatpolitiskt perspektiv, och detta oavsett om skatten enbart belastar hushållsavfall eller hade belastat allt avfall. Redan enligt BRASKatteutredningens förslag om en skatt på allt avfall framstår inte styrningen mot minskade utsläpp av koldioxid med fossilt ursprung som verkningsfull. Utsläppsminskningarna (som effekt av BRASKatteutredningens föreslagna

skatt) i Sverige uppskattades vid den tidpunkten (2005) till ca 3 % (ca 65 000 ton) av det totala utsläppet av växthusgaser vid avfallsförbränning – ca 2 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Totalt sett beräknades avfallsförbränningen generera ca 3 % av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser, vilka då uppgick till ca 72 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Vidare omfattar den nu gällande avfallsförbränningsskatten endast ca 50 % av den totala avfallsmängden som förbränns i avfallspannor, dvs. enbart visst hushållsavfall. Om hänsyn även tas till det avfall som förbränns internt i en del större industrier blir andelen ännu lägre, maximalt 0,5 promille av Sveriges totala utsläpp. Som instrument i klimatpolitiken är avfallsförbränningsskatten, även i en partiell analys (i motsats till allmän jämviktsanalys) som denna, av mycket marginell betydelse.

Detta avsnitt belyser svårigheterna att bedöma effekterna av en skatt som påverkar ett antal närliggande relativpriser. Eftersom korspriselasticiteterna mellan hushållsavfall och övriga bränslen, samt mellan förbränning och materialåtervinning, är okända, är det svårt att bedöma i vilken utsträckning som skatten bidragit till att minska eller öka koldioxidemissionerna. Sannolikt är effekterna i detta fall mycket marginella. Den kostnadsneutralitet mellan koldioxidemissionerna från olika fossila bränslen som skapades genom förbränningsskatten kan därmed anses ha fungerat dåligt som ett medel i klimatpolitiken.

7.6.6 Effekter på bränslemarknaden och energiomvandlingssektorn

Schabloniseringsproblemet

Eftersom metoder för kontinuerlig mätning av fossilinnehållet i hushållsavfall som går till förbränning ännu saknas, infördes schablonen att mängden fossilt kol anses utgöra 12,6 % av avfallets vikt. Styreffekten består därför i första hand i att minska mängden (vikten) avfall till förbränning. En sådan styreffekt skulle möjligen kunna uppträda på kommunal nivå beträffande utsortering av matavfall, som har relativt hög vikt, givet att kostnaden för biologisk behandling understiger mottagningsavgiften. (Plast, som är lätt och har en hög fossil kolhalt, är alltså inte det som främst lönar sig att utsortera.) Å andra sidan motverkas denna effekt av den höga lönsamheten i att bränna mycket avfall med lågt värmevärde, eftersom

mottagningsavgifterna vid förbränningsanläggningarna är vikt-baserade. Därför är det svårt att i praktiken identifiera en sådan styreffekt.

Mätproblemet

Heterogeniteten i hushållens avfall innebär att en tillförlitlig *kontinuerlig* mätning *ex ante* av kolinnehållet innan förbränning i realiteten är ekonomiskt orimligt. Försök inom forskningen indikerar att det är möjligt att *ex post* mäta det fossila kolinnehållet via rökgaserna vid förbränning.³⁹ Innan sådana metoder utvecklats för industriell skala är vi hänvisade till enstaka laborietester. Det finns en amerikansk standard (ASTM D6866) som genom provtagning av rökgaser kan identifiera andelen fossilt CO₂ (och därmed indirekt förnybart CO₂). Denna standard kräver dock att förbränningsanläggningarna skickar in prover till laborier.

En tillförlitlig mätning av det fossila kolinnehållet via rökgaserna löser dock inte incitamentsproblemet. Om en skatt ska ha en styreffekt är det allokeringen av avfallet före förbränning som är det centrala, och inte en registrering *ex post*. Därför bedömer utredningen att det inte existerar någon praktiskt lösning på mätproblemet som inte bygger på schablonisering, med de svagheter en sådan metod innebär.

Effekter på avfallets allokering inom energiomvandlingssektorn

Även om det är svårt att spåra några incitamentseffekter av avfallsförbränningskatten före förbränningsledet, är incitamenten i förbränningsledet desto starkare. Styreffekten, som här alltså är mycket påtaglig, kan beskrivas på följande sätt.

Som framgått ovan (i avsnitt 7.2) utgår för den del av bränslet som förbrukats för framställning av värme ingen energiskatt vid kraftvärmeproduktion med en elverkningsgrad på minst 5 %, samtidigt som koldioxidskatten reduceras som funktion av elverkningsgraden. I den utsträckning hushållsavfallet förbränns och förbrukas som bränsle för framställning av skattepliktig elektrisk kraft tas varken koldioxidskatt eller energiskatt ut. Vid värmeproduktio-

³⁹ Se Mohn, S., S. Szidat, J. Fellner, H. Rechberger, R. Quartier, B. Buchmann och L. Emmenegger. (2008). Determination of biogenic and fossil CO₂ emitted by waste incineration based on CO₂ and mass balances. *Bioresources Technology*, 99:6471-6479.

nen i ett värmeverk som inte har kraftvärmeproduktion medges ingen skattenedsättning.

I den mån industriföretag köper värme från en avfallsförbränningsanläggning får dock anläggningen, i likhet med vad som gäller för övriga bränslen, tillgodoräkna sig den lägre industriskattenivån som gäller för bränslen i värmeproduktion avsedda för industriell verksamhet. Detta innebär 21 % koldioxidskatt och ingen energiskatt. Anläggningen får även tillgodoräkna sig 21-procents-skattenivån för bränslen i värmeproduktion avsedd för yrkesmässig jordbruks-, skogsbruks-, eller vattenbruksverksamhet. (Branschpraxis är att dessa kunder får ett lägre fjärrvärmepris, vilket i praktiken innebär att skatteåterbäringen inte kommer fjärrvärmeföretaget till godo.) Vidare gäller att de anläggningar som har tillstånd att förbränna hushållsavfall inte omfattas av systemet för handel med utsläppsrätter (se avsnitt 6.9). Av Tabell 5 framgår den faktiska skattebelastningen.

Tabell 5 Skattebelastning avseende bränsle för produktion av el och värme i anläggningar utanför EU ETS

Skattebelastning	Värme		Skattepliktig el	
	Energiskatt	CO ₂ -skatt	Energiskatt	CO ₂ -skatt
Värmeverk utanför EU ETS	100 %	100 %	-	-
Kraftvärmeverk utanför EU ETS	0 %	21–81 %	0 %	0 %
Industrileveranser m.m. av värme	0 %	21 %	-	-

Avfallsförbränningskatten tas enbart ut vid förbränning av hushållsavfall som omfattas av den kommunala renhållnings-skyldigheten. Annat avfall som förbränns drabbas inte av energi- eller koldioxidskatt utan kan förbrännas skattefritt. För de skattskyldiga är det därmed ekonomiskt fördelaktigt att förbränna hushållsavfall i anläggningar som omfattas av låg energi- och koldioxidskatt, och att förbränna avfall som inte är skattepliktigt i anläggningar som har högre energi- och koldioxidbeskattning. Som framgått ovan är kraftvärmeverken, till skillnad från värmeverken, helt befriade från energiskatt och de betalar betydligt lägre koldioxidskatt än värmeverken. Därmed är det ur skattesynpunkt fördelaktigt att förbränna hushållsavfall i kraftvärmeverk och skattefritt avfall i andra värmeverk. Utformningen av avfallsförbränningskatten innebär således att skatten styr hushållsavfall till förbrän-

ning i kraftvärmeverk. Detta i sådan omfattning att ca 82 % av all förbränning av hushållsavfall sker i kraftvärmeverk. Dessutom implicerar energiskatteutfallet (se avsnitt 7.2) att av resterande 18 procentenheter som förbränns i värmeverk går 75 % som 21-procentigt beskattade värmeleveranser till industrin mm.

Förbränningsskatten, och inte den tekniska lämpligheten, styr alltså mycket kraftfullt vilket avfall som eldas i respektive panna. Avfallet eldas inte där det är mest tekniskt lämpligt. De ofta äldre hetvattenpannorna lämpar sig bättre för hushållsavfall än för det mer energirika verksamhetsavfallet. Omvänt skulle de ofta nyare kraftvärmepannorna utnyttjas mer optimalt med en annan tilldelning av verksamhetsavfall. Detta påverkar i viss utsträckning kostnader för underhåll och drifttider. En ytterligare konsekvens är att elproduktionen vid kraftvärmeanläggningarna blir något lägre än vad som hade behövt vara fallet. Det handlar dock inte om någon dramatisk skillnad, uppskattningsvis någon eller ett par procent.

Styrningen av hushållsavfallet till kraftvärme (och 21-procentigt beskattade industrileveranser av värme) är således mycket kraftig men inte utan nackdelar. Skatten leder till skattedrivna och miljömässigt olämpliga avfallstransporter, eftersom det enligt Svensk Fjärrvärme, av rena skatteskal, lönar sig att transportera hushållsavfall upp till ca 250-300 km för förbränning i kraftvärmeverk (eller i värmeverk med möjligheter till industrileveranser) jämfört med närbelägna värmeverk utan avsättningsmöjligheter till industrin mm). Av rena skatteskal transporteras brännbart industriavfall till sådana värmeanläggningar, medan hushållsavfall skickas till kraftvärmeanläggningar och till värmeverk med industrileveranser. Statistik som belyser den kvantitativa omfattningen av sådana transporter saknas dock.

Effekter på kraftvärmeproduktionen

Inom EU antogs 2004 kraftvärmedirektivet som ålägger medlemsstaterna att stödja s.k. högeffektiv kraftvärme, där energibesparingarna till följd av den kombinerade produktionen uppgår till minst 10 % jämfört med separat produktion av el och värme.

Utformningen av avfallsförbränningsskatten innebär att den stödjer högeffektiv kraftvärmeproduktion. Även om skatten ger mycket kraftiga incitament till högeffektiv kraftvärmeproduktion har skatten, enligt branschens bedömning, emellertid hittills inte

fått några effekter på volymen kraftvärmeproduktion. Skatten har ännu inte påverkat tillkomsten av några nya kraftvärmeanläggningar, men det har å andra sidan inte heller tillkommit några nya hetvattenpannor. De anläggningar som byggts var planerade innan skatten infördes. Förväntningar om höga elpriser, samt möjligheten att med samma värmeunderlag behandla en större mängd avfall, bedömer utredningen som fullt tillräckliga incitament för nyinvesteringar i kraftvärmeproduktion.

Effekter på transaktionskostnaderna

Ute på förbränningsanläggningarna betraktas skatten som extremt krånglig att hantera, såväl ur optimerings- som redovisnings-synpunkt:

1. Skatten är svår att anpassa sig till genom den relativt komplicerade skattenedsättningsmodellen. Å andra sidan ligger i stort sett samtliga anläggningar över 15 % i elverkningsgrad med undantag för sommarmånaderna med låg värmekonsumtion. Dessutom indikerar omfattningen av skattenedsättningen att den skattestyrda produktionsoptimeringen fungerar mycket väl.
2. En korrekt redovisning av skatten är i praktiken omöjlig eftersom skattebelastningen i princip är en i tiden kontinuerlig funktion av elverkningsgraden som enbart kan beräknas approximativt. Detta är speciellt komplicerat under sommarmånaderna med låg värmekonsumtion.
3. Underlaget för skattenedsättningen är i praktiken omöjligt att redovisa korrekt. Hushållsavfall förbränns ofta tillsammans med verksamhetsavfall. De skattskyldiga får förlita sig på uppgifter från leverantören av avfallet och själva hålla reda på när de olika leveranserna förbränns. Ofta, och speciellt vid långa transporter, levereras hushållsavfall blandat med verksamhetsavfall. Fördelningen mellan verksamhets- och hushållsavfall är således svårt att korrekt fastställa. Ur skattekontrollsynpunkt är bevisningen, bokstavligen talat, uppeldad.
4. Det merarbete som skatten leder till är omfattande relativt skatteintäkten

Avfall Sverige uppskattar transaktionskostnaderna för de skattskyldiga till ca 1 arbetsdag per månad. Det blir totalt ca 3-4 miljoner kronor per år, beroende på arbetskraftskostnaden. Kommunernas merarbete med renhållningsavgifter och förändrade avtal uppskattas till ca 3-4 arbetsdagar per år, totalt för landet som helhet blir det ca 6-8 miljoner kronor per år.

Till detta ska läggas kostnaderna i skatteadministrationen. Eftersom skatten utgör en integrerad del av energibeskattningen är det svårt att exakt beräkna storleken på Skatteverkets resurser som åtgår för beskattning av fossilt kol i hushållsavfall. Storleken beror bland annat på hur stora kontrollresurser som läggs på skatten. De resurser som lagts på den löpande hanteringen av deklarerationer, information etc. tillsammans med de kontrollinsatser som utförts uppgår till 1-1,5 årsarbetskrafter. Skatteverkets kostnader för att hantera skatten uppskattas till ca 1 miljon kr per år. Häri ingår personalkostnader, systemstöd m.m.

Skattens totala transaktionskostnader torde därmed ligga i intervallet 10-13 miljoner kronor per år.

7.7 Slutsatser om avfallsförbränningskattens måluppfyllelse

Som framgår av analysen är det svårt att spåra några påtagliga styreffekter av förbränningskatten – med ett undantag. Den styr starkt hushållsavfallet till kraftvärmeproduktion i stället för till ren värmeproduktion till priset av skatteinducerade transporter, där skattefritt industriavfall transporteras till värmelanläggningar och hushållsavfall till kraftvärmelanläggningar. Däremot har den inga effekter på mängden hushållsavfall eller på graden av materialåtervinning och ännu inte heller på volymen kraftvärmeproduktion. Huruvida skatten bidrar till ökade eller sänkta koldioxidemissioner låter sig inte avgöras. Som medel för att uppfylla de miljö-, energi- och klimatpolitiska målen är skatten inte särskilt verkningsfull.

Avfallsförbränningskatten infördes som en styrmedelsskatt med syfte att påverka avvägningen mellan förbränning och återvinning. Den något paradoxala slutsatsen av analysen av den existerande skatten är dock att denna, med undantag för effekterna inom energiomvandlingssektorn, framstår som en rent fiskal skatt, dvs. den saknar nästan helt styreffekter. Den enda helt klara effekten av

skatten är en omfördelning av avfallet mellan olika förbränningsanläggningar.

Utredningen bedömer att avfallsförbränningsskattens styreffekt till mycket lägre kostnader skulle kunna realiserats genom inkludering av hushållsavfallet i elcertifikatsystemet. I övriga avseenden är skatten i huvudsak fiskal.

8 Principiella överväganden och förslag

8.1 Återkoppling till direktivet

Baserat på den analys som sker i kapitel 7 kan det vara lämpligt att sammanställa resultaten och koppla dem mot kommittédirektivet.

Enligt kommittédirektivet (dir 2008:1) åligger det utredaren att förutsättningslöst analysera om avfallsförbränningskatten ger en kostnadseffektiv styrning mot de uppsatta *avfalls-*, *energi-* och *klimatekonomiska* målen. Det åligger utredaren att även utreda om avfallsförbränningskatten är ett samhällsekonomiskt lämpligt energi- och miljöpolitiskt styrmedel. Vidare åligger det utredaren att utreda om det finns andra styrmedel som på ett kostnadseffektivt sätt styr mot nämnda mål, och om sådana styrmedel kan användas i stället för eller i kombination med en reformerad avfallsförbränningskatt (se även avsnitt 1.1).

Eftersom skatten saknar signifikanta styreffekter (med undantag för dess effekter på avfallstransportmönstret, som i sig knappast utgjort ett mål) kräver dess avskaffande inget kompenserande styrmedel. Något nytt styrmedel bör, enligt utredningens uppfattning, inte heller införas utan en förutsättningslös och grundlig analys av såväl mål som medelseffektivitet. En sådan tidskrävande, och i viss omfattning forskningskrävande, analys av hela avfallspolitiken har inte rymts inom den knappa resurs- och tidsramen för denna utredning, utan uppgiften för denna har varit att ta ställning till om den nuvarande förbränningskatten ska avskaffas och eventuellt ersättas med något annat styrmedel.

Utredningsarbetet har, enligt direktivet, i sin analys av avfallsförbränningskatten utgått från följande:

- De uppsatta målen ska nås till så låg samhällsekonomisk kostnad som möjligt (kostnadseffektivitetskriteriet), dvs. miljöskatter

och andra ekonomiska styrmedel ska utformas på ett samhälls-ekonomiskt effektivt sätt.

- Kostnaderna för att uppnå ett mål ska relateras till miljönyttan. Gällande kriterium är att så länge marginalnyttan av en åtgärd överstiger dess marginalkostnad är den samhällsekonomiskt motiverad.
- Avfallsförbränningskattens incitamentsstruktur.

En fundamental fråga är således om skatten på ett kostnadseffektivt sätt styr mot de mål som motiverade dess införande.

8.2 Principiella utgångspunkter

Det övergripande syftet med avfallsförbränningskatten var att gynna den avfallshantering som ansågs miljömässigt och samhälls-ekonomiskt fördelaktig, men skatten skulle dessutom sträva efter att uppfylla de miljö-, energi- och klimatpolitiska målen. Till de klart specificerade målen hörde att avfallsförbränningskatten dels skulle stimulera materialåtervinning, dels stimulera högeffektiv kraftvärmeproduktion.

Eftersom *ett* medel sällan kan uppfylla mer än *ett* mål, är det inte förvånande att inte heller avfallsförbränningskatten i någon signifikant utsträckning lyckats påverka mer än en del av målet, nämligen att styra det hushållsavfall som förbränns till kraftvärmeproduktion med hög elverkningsgrad, dock utan att signifikant öka den totala volymen kraftvärmeproducerad el. Eftersom inga avfallsförbränningsanläggningar har byggts under den tid som gått sedan skatten infördes är det dock inte möjligt att bedöma om skatten på längre sikt leder till den önskade effekten, att värmeunderlaget i största möjliga utsträckning ska utnyttjas för kraftvärme i stället för ren värmeproduktion.

Som framgått av tidigare diskussion är det den s.k. avfallshierarkin som inom EU utgör den vägledande normen i avfallspolitikerna. Bakom denna ligger dels miljöpolitiska målsättningar, dels målsättningar om god hushållning med naturresurser. I vilken utsträckning som en alltför strikt tillämpning av avfallshierarkin är förenlig med en effektiv miljöpolitik eller god resurshushållning är uppenbarligen en *politiskt* mycket kontroversiell och känsloladdad fråga, medan det ur ekonomisk synvinkel är en empirisk fråga. I

föregående kapitel citeras ett antal studier som indikerar att avvägningen ur *samhällsekonomisk* synvinkel mellan deponering, återvinning och förbränning inte är en fråga om ”antingen eller” utan ”både och”. Eftersom deponering av brännbart avfall är förbjudet inom EU, står valet av behandling av genererat hushållsavfall mellan förbränning och materialåtervinning. Insamling av återvinningsbart material är, som alla andra processer, resursförbrukande, men dessutom energintensiv, med stigande marginalkostnader, medan avfallsförbränning i grova drag har konstanta marginalkostnader, varför en avvägning måste ske mellan de effekter på resurser och miljö som en ökad materialåtervinning innebär jämfört med förbränning av avfallet. Faktorer som påverkar marginalkostnaden inkluderar bl.a. typ av avfallsfraktioner och rumsliga aspekter, bl.a. i form av höga transportkostnader, speciellt i vissa regioner. Kvantitativa mål för återvinningsnivåer kan lätt leda till mycket höga marginalkostnader. Såväl samhällsekonomiska som miljöpolitiska skäl talar därför för stor försiktighet i ambitionerna för materialåtervinningen.

Det bör också betonas att de politiska målen i fråga om materialåtervinning redan är uppfyllda, varför det ur denna synvinkel saknas motiv att ytterligare stimulera materialåtervinningen. Om ett beslut övervägs att öka materialåtervinningen bör först marginalkostnaden för detta analyseras, för att på så sätt kunna ställas mot den miljöförlust eller miljövinst som uppstår genom en ökad materialåtervinning.

Ur styrmedelssynpunkt är avfallsområdet speciellt i det avseendet att moraliska styrmedel i vissa fall, speciellt avseende hushållens beteende, är mera effektiva än ekonomiska. De senare kan ge upphov till olämpliga avfallsflöden i form av illegal dumpning och miljöstörande (och kanske illegal) förbränning. Av mycket stor betydelse är kommunernas avfallspolicy. Det är den konkreta utformningen av denna som i hög grad styr hushållens beteende och speciellt fördelningen av avfallet mellan deponering, materialåtervinning och förbränning.

8.3 Kostnadseffektivitet

8.3.1 Inledning

Kriteriet för kostnadseffektivitet implicerar att en åtgärd ska genomföras till så låg samhällsekonomisk kostnad som möjligt. Det uttalade syftet med avfallsförbränningskatten är att styra mot de uppsatta energi-, avfalls- och klimatpolitiska målen. Den fråga som utredningen försöker besvara är om avfallsförbränningskatten är ett samhällsekonomiskt lämpligt avfalls-, energi- och klimatpolitiskt styrmedel eller om det finns andra styrmedel som på ett kostnadseffektivare sätt styr mot de politiska målen?

Nedan sammanfattas avfallsförbränningskattens mål och måluppfyllelse i termer av kostnadseffektivitet.

8.3.2 Minskade nivåer av koldioxidutsläpp?

En avfallsförbränningskatt på hushållsavfall framstår inte som en verkningsfull styrning mot minskade utsläpp av koldioxid med fossilt ursprung. BRASKatteutredningen (SOU 2005:23) redovisar vissa *partiella* beräkningar på de utsläppsminskningar som skulle kunna uppstå i Sverige på grund av den förbränningskatt på allt avfall, dvs. både hushållsavfall och verksamhetsavfall, som utredningen föreslog (se avsnitt 7.6.5). Med samma typ av kalkyl skulle den nuvarande utformningen av avfallsförbränningskatten kunna minska utsläppen av växthusgaser med ca 0,5 promille.

En sådan slutsats är emellertid förhastad eftersom avfallsförbränningskatten påverkar ett antal relativpriser (och dessutom transportmönstret för avfallstransporter). Som framgår av avsnitt 7.6.5 kan vi inte avgöra om skatten bidragit till ökade eller minskade koldioxidemissioner. Därmed kan kostnadseffektiviteten av avfallsförbränningskatten ur ett klimatpolitiskt perspektiv ifrågasättas.

8.3.3 Ökad materialåtervinning?

Perioden efter avfallsförbränningsskattens införande har materialåtervinningen från hushållsavfall ökat för många avfallskategorier. Exempelvis har materialåtervinningen av plastförpackningar, som omfattas av producentansvaret, ökat, och numera uppfylls materialåtervinningsmålen även för plastförpackningar. Som framgår av avsnitt 7.6.4 är det dock omöjligt att avgöra om detta beror på avfallsförbränningsskatten eller på förändringar i kommunernas avfallspolicy och trender i hushållens beteende. Emellertid, även om hela ökningen i materialåtervinningen tillskrivs skatten, har detta skett till en relativt hög kostnad. Kostnaden (skuggpriset) för återvunnen plast kan beräknas till 30 000 kronor per ton. Utredningens slutsats är att detta inte är en kostnadseffektiv styrning mot en ökad materialåtervinning.

8.3.4 Ökad kraftvärmeproduktion?

Avfallsförbränningsskattens konstruktion (se avsnitt 7.2) medger varierande möjligheter till skatteavdrag för kraftvärmeverk som en funktion av kraftvärmeverks elverkningsgrad vid förbränning av hushållsavfall. Förbränning av hushållsavfall i värmeverk medger, med undantag för industrileveranser m.m., inga skattenedsättningar (se Tabell 5). På grund av dessa skattenedsättningar har det uppstått företagsekonomiska incitament att (1) omfördela olika avfallskategorier mellan kraftvärme- och värmeproduktion och (2) vid behov av ny förbränningskapacitet investera i kraftvärmeproduktion i stället för i hetvattenpannor. Som framgår av avsnitt 7.6.6 finns det dock inget som tyder på att skatten bidragit till en ökad volym av kraftvärmeproducerad el, men det har heller inte byggts några nya hetvattenpannor.

Enligt utredningens bedömning saknas i dag motiv för ytterligare styrning mot kraftvärme om skatten avskaffas, men om så skulle visa sig vara fallet finns i elcertifikatsystemet ett existerande, om än jämförelsevis svagare, styrmedel som kan utnyttjas för styrning av avfallsflödet.

8.4 Avfallsförbränningskattens incitamentsstruktur

Det som frågan om avfallsförbränningskattens incitamentsstruktur avser är om det är möjligt att utforma en effektiv mekanism för att öka materialåtervinningen när den som beskattas inte själv bär skatten, utan via en kommunalt fastställd avgift överför skattebördan på dem som avses utföra avfallssorteringen. Som konstateras i avsnitt 8.3.3 är skattens styrning mot ökad materialåtervinning mycket svag, utan denna styrs framför allt av en kombination av sociala normer och de praktiska möjligheterna att sortera avfall, dvs. kommunernas avfallspolicy.

Sett ur ett fåtal sektorers perspektiv skapar skatten konkurrensneutralitet mellan de fossila bränslena, men denna kostnadsneutralitet är bara en av flera, varför nettoeffekten av skatten som klimatpolitiskt styrmedel är högst oklar.

Det kan också diskuteras hur sambandet ser ut mellan skatten och renhållningsavgiftens storlek, även om den sistnämnda är underkastad den kommunala självkostnadsprincipen. Ett ekonomiskt styrmedel som påverkar kommunens kostnader för avfallshandlingen skapar dock incitament för kommunen att utveckla mer långtgående källsorteringssystem, vilket i sin tur skapar bättre förutsättningar för hushållen att sortera ut avfall för materialåtervinning. Detta ger alltså indirekt en, sannolikt svag, styrande effekt.

8.5 Sammanfattande synpunkter

Utredningens analys visar tydligt att avfallsförbränningskatten haft mycket obetydliga och i vissa fall oklara effekter på måluppfyllelsen av de olika avfalls-, energi-, och klimatpolitiska mål som motiverade dess införande.

Utredningens huvudslutsats är således att avfallsförbränningskatten inte utgör ett kostnadseffektivt medel i avfalls-, energi-, och klimatpolitiken. Styreffekterna har varit små till obefintliga. Avfallsförbränningskatten kan därför betraktas som en rent fiskal skatt, vilket den inte hade som syfte att vara.

8.6 Utredningens förslag rörande avfallsförbränningskatten

Förslag: Utredningens förslag är att skatten på förbränning av hushållsavfall avskaffas. Motiveringen är att skatten inte styr mot de mål som motiverade dess införande. För att kompensera intäktsbortfallet på 226 miljoner kronor föreslår utredningen en generell höjning av koldioxidskatten, cirka 0,83 öre per kg koldioxid.

Eftersom det inte kan beläggas att skatten haft någon effekt, med undantag för en omfördelning av hushållsavfallet mellan olika förbränningsanläggningar, bör skatten avskaffas utan att ersättas med någon annan skatt eller något annat styrmedel.

Något nytt styrmedel bör, enligt utredningens uppfattning, inte införas utan en förutsättningslös och grundlig analys av såväl mål som medelseffektivitet. En sådan förutsättningslös analys av hela avfallspolitiken bör föregås av forskning som belyser olika ekonomisk-institutionella aspekter i fråga om kommunalt beteende, marknadsanalyser, miljöeffekter av olika kommunala renhållningsavgifter och insamlingssystem samt samhällsekonomiska analyser av olika avfallsmål. Enligt utredningens uppfattning saknas vad gäller miljö- och resurspolitiken, med den kunskap vi i dag har, motiv för ytterligare styrning mot ökad materialåtervinning.

8.6.1 Motiv till slopandet av avfallsförbränningskatten

En styrmedelsskatt bör bedömas utifrån dess förmåga att kostnadseffektivt styra mot uppsatta mål. Enligt regeringens proposition (2005/06:125) som låg till grund för skatten är syftet med en förbränningskatt på avfall "att gynna den avfallshantering som är miljömässigt och samhällsekonomiskt fördelaktig". Avfallsförbränningskatten uppfyller inte detta syfte.

Om *avfallshierarkin* får representera de *miljö- och resurspolitiska målen* är kostnadseffektiviteten extremt låg med en skatt med nuvarande konstruktion. Mängden fossilt kol i hushållsavfallet har inte påverkats på ett sätt som motiverar skatten. Även om koldioxidutsläppen beskattas korrekt (om än schablonmässigt), enligt principen om att förorenaren betalar, så är denna korrekthet i stort

sett av symbolkaraktär och dessutom partiell, då den biologiska delen av hushållsavfallet inte ingår i elcertifikatsystemet. Eftersom avfallsförbränningskatten påverkar ett antal olika relativpriser med okända korspriser-effekter, går det inte ens att avgöra om skatten har en positiv eller negativ effekt ur miljö- och klimatsynpunkt. Det som talar för att skatten har en negativ klimatpolitisk effekt är framför allt den skattedrivna ökningen i transportavstånd.

Om det är politiskt önskvärt att öka materialåtervinningen är andra styrmedel än en förbränningskatt mera effektiva. Vi har tidigare betonat hur styrande kommunernas avfallspolicy är för materialåtervinningen, speciellt avstånden till återvinningsstationer och återvinningscentraler samt öppettider och kostnader för att lämna avfall vid återvinningscentraler.

Om *förbränningshierarkin* får representera de *energipolitiska målen* är kostnadseffektiviteten också låg. Visserligen styrs i stort sett allt hushållsavfall för förbränning till kraftvärmeproduktion, medan industriavfall styrs till värmeproduktion, men detta sker inom ramen för en i stort sett konstant elproduktionsnivå. Det är dock svårt att bedöma hur väl skatten på lång sikt styr valet mellan kraftvärme och hetvattenpannor, eftersom ingen ny avfallsförbränningskapacitet byggts sedan skatten infördes.

Skatten har däremot, som framgår av kapitel 7, betydande negativa aspekter som också bidrar till att motivera dess avskaffande. Till dessa hör framför allt att skatten har mycket allvarliga brister ur redovisnings- och kontrollsynpunkt. Differensen mellan potentiell skattebelastning och faktiskt utfall indikerar också en ”extremt god” anpassning till skatten. Ur regelförenklingssynpunkt är ett avskaffande av skatten ett inte obetydligt steg framåt.

8.7 Alternativ till avfallsförbränningskatten?

Kan avfallsförbränningskatten reformeras så att dess kostnads-effektivitet ökar? Utredningen bedömer att en reformering av avfallsförbränningskatten i syfte att förbättra dess måluppfyllelse inte är möjlig utan alltför höga samhällsekonomiska kostnader.

Ett alternativ som diskuterats är att utvidga och förändra avfallsförbränningskatten enligt BRASKattutredningens förslag, till att omfatta förbränning av allt avfall oberoende av fossilt kolinnehåll (se avsnitt 3.4.2). En sådan utvidgning av skatten skulle eliminera vissa av problemen med redovisning och kontroll men skapa nya. Förslaget utsattes också för omfattande kritik (se avsnitt 6.1.1.) och regeringen fann (prop. 2005/06:125; bet. 2005/06:SkU33; rskr. 2005/06:352) att den föreslagna utformningen inte skulle fungera tillfredsställande i praktiken, varför skatten begränsades till att enbart omfatta hushållsavfall.

Mycket av den kritik som framfördes mot utredningsförslaget från BRASKattutredningen bygger bland annat på argumentet att en skatt på förbränning skulle få blygsamma effekter på materialåtervinningen, och en sådan skatt ansågs vara mer av en fiskal skatt utan styreffekt än en miljöskatt. Till kritiken hörde också att en sådan skatt premierar högeffektiv kraftvärme och missgynnar små kraftvärmeverk samt värmeverk; den ger upphov till ökade transporter; skattekonstruktionen baseras på osäkra mätmetoder; den skapar definitionsmissiga problem. Den skatt som sedan blev resultatet fick, genom begränsningen till hushållsavfall, betydligt mindre omfattning än den generella skatt som BRASKattutredningen föreslog.

I remissvaren på BRASKattutredningen förespråkade många instanser andra styrmedel eller en annan utformning av skatten. En sådan alternativ utformning utgör en generell viktbaserad skatt på allt avfall som går till förbränning, av BRASKattutredningen kallad *avfallsskattemodellen*, som skulle innebära en utvidgning av lagen (1999:673) om skatt på avfall, LSA, till att omfatta avfall som förbränns. En sådan skatt skulle, i jämförelse med nuvarande skatt, möjligen ge något starkare incitament till ökad återvinning och biologisk behandling och något mindre förbränning av avfall men till sannolikt mycket höga skuggpriser på återvunnet material. Därför skulle en sådan utvidgad skatt karakteriseras av i stort sett samma svagheter som den existerande skatten. En generell skatt

skulle dessutom leda till välmotiverade krav på skattenedsättning från företag som ur ett konkurrensperspektiv skulle missgynnas. Detta skulle bl.a. leda till statsstödsproblematiska konsekvenser vilket var ett av skälen till att regeringen i stället valde energiskattemodellen (prop. sid 37). Det finns heller inget underlag i form av samhällsekonomiska analyser som indikerar behov av ökad styrning och därmed lämpligheten av en sådan skatt. **Ur effektivitetssynpunkt framstår därför en skatt på avfallsförbränning som ett (politiskt attraktivt) styrmedel på jakt efter ett väldefinierat mål.**

Om målet är ökad materialåtervinning är andra styrmedel än en förbränningsskatt mera effektiva. Av inte minst integritetsskäl kan vi emellertid utesluta det sannolikt mest kraftfulla styrmedlet, nämligen en direkt beskattning av hushållen med avseende på innehållet i de enskilda hushållens avfall. Vi har tidigare betonat hur styrande kommunernas avfallspolicy är för materialåtervinningen, speciellt avstånden till återvinningsstationer och återvinningscentraler samt öppettider och kostnader för att lämna avfall vid återvinningscentraler.

9 Konsekvensanalys

9.1 Inledning

Enligt 14–16 § kommittéförordningen (1998:1474) ska konsekvenserna i olika avseenden av utredningsförslaget beräknas och redovisas. Av utredningens direktiv framgår att utredaren ska analysera avfallsförbränningsskattens kostnadseffektivitet och måluppfyllelse.

I de fall utredningens förslag innebär statsfinansiella konsekvenser ska utredaren föreslå en finansiering av eventuellt inkomstbortfall. Redovisningen ska även omfatta en separat bedömning av förslagets konsekvenser för näringslivet, och förslaget ska utformas så att företagens administrativa kostnader ska hållas så låga som möjligt.

9.2 Statsfinansiella konsekvenser och förslag på finansiering

9.2.1 Allmänt om statsfinansiella konsekvenser och finansiering

Enligt 14 § kommittéförordningen gäller att om förslagen i ett betänkande påverkar kostnaderna eller intäkterna för staten, kommuner, landsting, företag eller andra enskilda skall en beräkning av dessa konsekvenser redovisas i betänkandet. Om förslagen innebär samhällsekonomiska konsekvenser i övrigt ska även dessa redovisas.

9.2.2 Beräknad minskning av statens skatteintäkt om skatten avskaffas och förslag till finansiering

Det förslag som utredningen lämnar innebär en minskning av statens skatteintäkter med omkring 226 miljoner kronor.¹ För att ett slopande av avfallsförbränningsskatten ska bli intäktsneutral för staten föreslås en höjning av koldioxidskatten med motsvarande belopp.

Behovet av finansiering uppgår till 226 miljoner kronor. En höjning av den generella koldioxidskattesatsen med 0,83 öre per kg, beräknad som periodiserad nettoeffekt, ger cirka 226 miljoner kronor i skatteintäkter, vilket täcker finansieringsbehovet. I beräkningen har övriga regler inom energiskattesystemet, för exempelvis nedsättning av koldioxidskattenivån för industrin, antagits vara oförändrade.

Eftersom bensen- och dieselanvändning står för den övervägande delen av fossil energianvändning i Sverige, och användarna betalar den generella koldioxidskattenivån (105 öre/kg år 2009), kommer merparten (ca 87 %) av finansieringen härifrån. En höjning av koldioxidskatten motsvarar ungefär en höjning med 1,9 öre per liter för bensen och med 2,3 öre per liter för diesel, exklusive moms. En eventuell höjning av CO₂-skatten måste samordnas med andra beslut om skatteförändringar och överväganden om olika styrmedels kostnadseffektivitet för att uppnå de klimatpolitiska målen.

9.3 Avfalls-, miljö- och energipolitiska konsekvenser

9.3.1 Avfallspolitiska konsekvenser

Ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten påverkar relativpriset mellan olika behandlingsalternativ för hushållsavfallet. Den tillgängliga statistiken indikerar att avfallsförbränningsskattens införande inte har haft några signifikanta effekter på materialåtervinningen, varför utredningen bedömer att ett avskaffande av skatten inte heller kommer att ha några nämnvärda effekter på densamma. Således torde konsekvenserna för bl.a. plaståtervinningsindustrin vara obetydliga.

¹ Statens bruttointäkt av skatten var år 2007 ca 370 miljoner kronor. Enligt Skatteverket uppgår återbetalningar hänförliga till förbränning av hushållsavfall (värmeåterbetalning) till strax under 144 miljoner kronor. Nettointäkten uppgår därmed till ca 226 miljoner kronor.

Det bör också betonas att de politiska målen i fråga om materialåtervinning redan är uppfyllda, varför det ur denna synvinkel saknas motiv att ytterligare stimulera materialåtervinningen. Om ett beslut övervägs att öka materialåtervinningen bör först marginalkostnaden för detta analyseras, för att på så sätt kunna ställas mot den miljöförlust eller miljövinst som uppstår genom en ökad materialåtervinning.

9.3.2 Miljöpolitiska konsekvenser

Eftersom det inte går att avgöra huruvida skatten varit positiv eller negativ ur miljö- och klimatsynpunkt låter det sig heller inte avgöras om ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten är positiv eller negativ ur miljösynpunkt. Även om den miljöpolitiska effekten är obetydlig kvantitativt, bidrar i varje fall, till skillnad från de osäkra effekterna av förbränningsskatten, den höjda koldioxidskatten marginellt till ett ur miljöpolitisk synvinkel positivt tecken.

Ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten eliminerar en stor del av de företagsekonomiska incitamenten att ”skatteoptimera” med avseende på var olika typer av avfall ska förbrännas. Som en konsekvens härav kommer avfallstransporterna att minska, eftersom det företagsekonomiska incitamentet att styra hushållsavfall till kraftvärme- och verksamhetsavfall till värmeproduktion tas bort. I stället torde avfallet, oavsett typ, gå till den anläggning som ligger närmast, med kapacitet och lämplighet att ta hand om avfallet. Skatten som den nu är utformad kan ekonomiskt motivera transporter upp till 250–300 km.

I den mån ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten påverkar nivån på kommunernas renhållningsavgifter kan den illegala avfallshanteringen komma att minska något, eftersom relativpriset på olämplig förbränning och illegal dumpning ökar.

9.3.3 Energipolitiska konsekvenser

Den primära incitamenteffekten av ett avskaffande av skatten är att det blir lönsamt med transportkostnadsminimering, enbart med beaktande av de rent tekniska egenskaperna hos olika förbränningsanläggningar. Hushållsavfall och verksamhetsavfall kan förbrännas där det är mest lämpligt tekniskt sett och med hänsyn till

transportkostnaderna. Inom ramen för existerande förbränningskapacitet kommer med hög sannolikhet en omfördelning av avfallet att ske, så att en ökad andel verksamhetsavfall kommer att förbrännas i kraftvärmeverk, medan en ökad andel hushållsavfall kommer att förbrännas i värmeverk. Den härigenom ökade energieffektiviteten som sannolikt uppstår kan förväntas leda till en mindre ökning i kraftvärmeproduktionen.

Skattens effekter på incitamenten till investeringar i ny kraftvärmekapacitet är svårbedömda. Utan skatt beror sådana investeringar primärt på den förväntade elprisutvecklingen och tillgången på avfallsbränsle till konkurrenskraftiga priser. Även utan förbränningsskatt är det i dag så pass lönsamt att bygga så att i stort sett alla nya anläggningar har turbin och flera äldre värmeanläggningar bygger om till kraftvärme. Enligt utredningens bedömning saknas därför i dag motiv för ytterligare styrning mot kraftvärme när skatten avskaffas, men om så skulle visa sig vara fallet finns i elcertifikatsystemet ett existerande, om än jämförelsevis svagare, styrmedel som kan utnyttjas för styrning av avfallsflödet.

Det bör dock noteras att om avfallsförbränningsskatten tas bort samtidigt som den förnybara delen av avfallet inkluderas i elcertifikatsystemet medför detta en förändring i kostnadsbilden för avfallsförbränning i jämförelse med andra avfallsbehandlingsmetoder. Om det skulle bli aktuellt att överväga att inkludera den förnybara delen av hushållsavfallet i elcertifikatsystemet bör konsekvenserna för investeringsbeslut i alternativ behandlingskapacitet inom avfallssektorn analyseras.

9.4 Konsekvenser för kommunerna

Kommunerna har ansvar för hanteringen av hushållsavfall. För övriga avfallslag är det avfallsinnehavaren som har ansvaret för hanteringen. Kommunernas avfallshantering finansieras genom renhållningsavgifter som tas ut av fastighetsägarna.

I samband med att avfallsförbränningsskatten infördes skedde en betydande ökning i kommunernas renhållningsavgifter. I genomsnitt motsvarar ökningen i renhållningsavgifterna nästan exakt den bruttokostnad som avfallsförbränningsskatten skulle inneburit för förbränningsanläggningarna utan skattenedsättningar (se avsnitt 6.4). I stället för att finansiera de höjda mottagningsavgifterna med en ökad skattefinansiering eller genom en effektiv-

sering av avfallsverksamheten, har kommunerna valt att höja renhållningsavgiften. Detta kan motiveras med att kommunernas renhållningsverksamhet ska vara självfinansierad.

Ett slopande av avfallsförbränningsskatten behöver dock inte nödvändigtvis innebära att de kommunala renhållningsavgifterna med automatik faller tillbaka till de nivåer de hade innan avfallsförbränningsskatten infördes. Empiriskt brukar priser, vid kostnadsvariationer, vara mera stela nedåt än uppåt.

Vår kunskap om kommunalt beteende är begränsad. Därför är det svårt att bedöma i vilken utsträckning som ett avskaffande av skatten övervältras bakåt på hushållen. Det förefaller dock sannolikt att vissa kommuner kommer att utnyttja det budgetutrymme som skapas genom avskaffandet av skatten till ökad aktivitet och framför allt finansiera olika åtgärder i syfte att öka hushållens källsortering. Därför kan ett avskaffande av skatten ge upphov till väl så starka effekter på återvinningsidan som tänkbara alternativ till skatten. I välvilliga ordalag kan vi betrakta en sådan utveckling som en, via renhållningsavgifterna finansierad, satsning på forskning, utveckling och demonstration inom det politiskt högt prioriterade området förnybar energi.

9.5 Konsekvenser för hushållen

Trots det ovan sagda kan det förväntas att ett slopande av avfallsförbränningsskatten innebär att hushållens avfallskostnader minskar något som en direkt konsekvens av lägre kommunala renhållningsavgifter eller indirekt genom lägre hyreshöjningar.

Sammantaget innebär detta att hushållens disponibla inkomst stiger något. En del av inkomstökningen kommer att hushållen att spara, men den övervägande delen kommer att gå till konsumtion. Som följd härav kommer den totala mängden avfall att öka något. Emellertid kan denna ökning av avfallsmängden i det stora hela betraktas som negligerbar.

9.6 Konsekvenser för näringslivet

9.6.1 Inledning

Då avfallsförbränningsskatten enbart drabbar hushållsavfall finns det inga direkta generella effekter på näringslivet vid ett slopande av skatten. Däremot kan det uppstå sektorspecifika direkta eller indirekta effekter genom exempelvis förändrade relativpriser. Dessa torde dock vara av marginell betydelse.

9.6.2 Konsekvenser för energisektorn

Enligt uppgifter från Skatteverket är 35 skattskyldiga enligt 4 kap. 14 § LSE registrerade enligt 3 kap. 1 § 7 h skattebetalningslagen (1997:483) och därmed finns det minst 35 förbränningsanläggningar som utnyttjar hushållsavfall som bränsle. Kommunalt del- eller helägda bolag delar marknaden med statligt- och privatägda bolag.

Ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten skulle påverka relativpriserna mellan olika bränslen. Hushållsavfall skulle bli relativt billigare jämfört med annat avfall, biobränsle och fossila bränslen. På grund av förbränningstekniska aspekter är det dock svårt för anläggningar som inte byggts för förbränning av avfall att substituera till förbränning av avfall. Vidare begränsas bränslevallet av olika regelverk. Dessutom bedöms den nuvarande kapaciteten i avfallsförbränning till fullo utnyttjas, varför ingen större expansion av förbränning förväntas ske. På längre sikt kan en ökad avfallsmängd medföra en utbyggnad av förbränningskapaciteten.

9.6.3 Konsekvenser för plaståtervinningsindustrierna

Det finns ca 12 plaståtervinnare i Sverige i dag, varav många är mycket specialiserade i termer av vilken typ av plast eller typ av plastprodukter de återvinner.

Ett avskaffande av avfallsförbränningsskatten skulle påverka relativpriset mellan olika behandlingsalternativ för hushållsavfallet. Vi har tidigare sett att avfallsförbränningsskatten införande inte har haft några betydande effekter på materialåtervinningen, varför vi bedömer att ett avskaffande av skatten inte heller kommer att ha några nämnvärda effekter på densamma. Således kommer konsekvenserna för plaståtervinningsindustrin att vara begränsade.

9.6.4 Administrativa konsekvenser

En slopande av avfallsförbränningsskatten kommer med stor sannolikhet att reducera de administrativa kostnaderna för berörda företag, myndigheter och andra organisationer. Uppskattningsvis minskar kostnaden med 10–13 miljoner kronor (se närmare om beräkningen i avsnitt 7.6.6).

9.6.5 Konsekvenser för små företag

Utredningens förslag har inga direkta konsekvenser för små företag utöver de som eljest redogörs för.

10 Författningskommentarer

10.1 Förslaget till lag om ändring i lagen (1994:1776) om skatt på energi

1 kap.

2 §

I paragrafens *första stycke* tas hänvisningarna till hushållsavfall i 2 kap. 4 a § bort eftersom skatten på detta bränsle slopas.

2 kap.

Upphävande av 4 a §

I paragrafen definieras det skattepliktiga bränslet samt anges skattesatserna för energi- och koldioxidskatt. Eftersom skatten på detta bränsle slopas upphävs paragrafen.

10 §

Se kommentaren till 1 kap. 2 §.

4 kap.

Upphävande av 14 §

Paragrafen reglerar skattskyldigheten avseende skatt på hushållsavfall. Eftersom skatten slopas upphävs paragrafen.

5 kap.

Upphävande av 4 a §

Paragrafen reglerar skattskyldighetens inträde avseende förbränning av hushållsavfall. Eftersom skatten på detta bränsle slopas upphävs paragrafen.

10.2 Förslaget till lag om ändring i skattebetalningslagen (1997:483)

3 kap.

1 §

I *punkt 7 b* tas hänvisningen till skattskyldighet avseende förbränning av hushållsavfall bort eftersom skatten slopas.

Särskilda yttranden

Särskilt yttrande av Annika Helker Lundström

Jag delar utredarens uppfattning att den nuvarande förbrännings-skatten inte är kostnadseffektiv. Jag anser dock att skatten med nuvarande utformning har viss styreffekt men inte tillräcklig. Min uppfattning är att skatten bör ersättas av andra kostnadseffektiva skatter eller styrmedel inom avfalls- och återvinningsområdet.

Utredaren har haft till uppgift att förutsättningslöst analysera skatten. Jag anser att utredaren inte har gjort en förutsättningslös analys. Utredaren har inte haft den bredd i analys och bedömning som krävs. Marknadsekonomiska och miljömässiga analyser saknas.

Utredaren har inte undersökt om den nuvarande skatten har haft incitament på kommunernas vilja att öka materialåtervinnningen på återvinningscentraler eller om kommunerna genom skatten har haft incitament att öka och förbättra informationen om återvinning till medborgarna.

Utredaren har inte undersökt effekterna av Förpacknings- och Tidningsinsamlingens (FTI) beslut att sortera ut mjukplast från den 1 november 2008. Enligt FTI är skatten en av anledningarna till beslutet att återvinna mjukplast från hushåll. Beslutets effekter avfärdas av utredaren med argumentet att mjukplasten är ett mycket starkt substitut till olja och kol och att ”de rena fraktioneras vidare öde beror på relativpriserna mellan kol, olja och mjukplast”. Utredaren har inte tagit hänsyn till att relativpriserna på utsorterad plast *inom producentansvaret* inte kan jämföras med hur relativpriser på plast fungerar på en fri marknad.

Utredaren har inte, vilket direktivet kräver, utrett och analyserat om en avfallsförbränningskatt kan utformas på ett mer effektivt sätt.

Utredaren har haft till uppgift att utreda om det finns andra styrmedel som på ett kostnadseffektivt sätt styr mot de nämnda

målen och om sådana styrmedel bör användas i stället för eller i kombination med en reformerad avfallsförbränningskatt. Utredaren har inte gjort någon analys av andra styrmedel utan i stället konstaterat att det inte finns behov av ytterligare styrmedel för ökad återvinning.

Utredaren har i sina bedömningar och antaganden inte vägt in materialåtervinningens klimatnytta. Återvunnen plast ger minskade utsläpp på omkring 1,5–2 ton koldioxid per ton återvunnen plast. För vidare information se den i januari 2009 publicerade utredningen från Naturvårdsverket ”System för insamling av hushållsavfall i materialströmmar” (<http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Aktuellt/Yttranden/System-for-insamling-av-hushallsavfall-i-materialstrommar/>)

Sammantaget innebär detta att det finns ett antal viktiga frågor i direktivet som utredaren inte analyserat.

Särskilt yttrande av Ulrika Lindstedt

Jag delar utredningens slutsats att nuvarande skatt troligen haft mycket marginell inverkan på materialåtervinningen av plast, koldioxidutsläppen samt kraftvärmeproduktionen samt att den i sin nuvarande utformning inte är ett kostnadseffektivt styrmedel.

Utredningen bedömer att något nytt styrmedel inte bör införas utan en förutsättningslös och grundlig analys av såväl mål som medelseffektivitet. Om en sådan analys skulle visa att behov av styrning föreligger anser jag, till skillnad från utredningen, att man inte ska utesluta att det är möjligt att reformera avfallsförbränningsskatten så att den styr på effektivt sätt. Ingen grundlig analys har exempelvis gjorts av effekterna av en utvidgning av skatten till att omfatta både hushålls- och verksamhetsavfall oavsett fossilt innehåll.

Jag tycker att det är av största vikt att underlag tas fram – bl.a. i form av samhällsekonomiska analyser – som kan fungera som grund för vilka mål för bl.a. materialåtervinning vi ska sträva mot. När ett sådant underlag finns framme bör behovet av styrning utredas grundligt – och olika styrmedel, inklusive en skatt på förbränning, övervägas.

Kommittédirektiv



Kostnadseffektiva ekonomiska styrmedel för avfall som förbränns

Dir.
2008:1

Beslut vid regeringssammanträde den 10 april 2008

Sammanfattning av uppdraget

En särskild utredare tillkallas med uppgift att förutsättningslöst analysera den s.k. avfallsförbränningsskatten. Frågor som bör utredas är om avfallsförbränningsskatten ger en effektiv styrning mot de avfalls- och klimatpolitiska målen eller om skatten i detta avseende kan utformas på ett mer effektivt sätt. Det bör också utredas om skatten är ett samhällsekonomiskt lämpligt energi- och miljöpolitiskt styrmedel och om skatten kan utformas så att den på ett kostnadseffektivt sätt styr mot de avfalls-, energi- och klimatpolitiska målen. Vidare bör utredas om det finns andra styrmedel som på ett kostnadseffektivt sätt styr mot de nämnda målen och om sådana styrmedel bör användas i stället för eller i kombination med en reformerad avfallsförbränningsskatt. Om analysen visar att en avfallsförbränningsskatt inte på ett kostnadseffektivt sätt kan bidra till de nämnda målen, står det utredaren fritt att föreslå att skatten ska avskaffas.

Vägledande för utredningsarbetet i stort ska vara att miljöskatter och andra ekonomiska styrmedel ska utformas på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt och med hänsyn till medborgarnas förutsättningar. Utredaren ska beakta tidigare relevanta utredningsinsatser, den pågående revideringen av ramdirektivet om avfall¹, gemenskapsrättens regler om statsstöd, särskilt Gemenskapens riktlinjer för statligt stöd till skydd för miljön², samt Grönboken om marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och närliggande

¹ Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/12/EG av den 5 april 2006 om avfall (EUT L 114, 27.4.2006, s. 9). Se även KOM (2005) 667 slutlig och KOM (2007) 863 slutlig.

² EGT C 37, 3.2.2001 s. 3–15 (Celex 32001Y0203[02]).

politikområden (KOM [2007] 140 slutlig) och eventuella relevanta ändringar i energiskattedirektivet³ m.m.

Utredaren ska lämna de förslag till författningsreglering som övervägandena ger upphov till.

För det fall en sänkt eller avskaffad avfallsförbränningskatt föreslås ska utredaren även lämna förslag till finansiering av det inkomstbortfall som orsakas härigenom.

Utredningsarbetet ska vara avslutat senast den 28 februari 2009.

Bakgrund

Avfallsförbränningskattens ursprung och mål

Sedan den 1 juli 2006 beskattas fossilt kol i visst hushållsavfall som förbränns inom ramen för energibeskattningen (prop. 2005/06:125, bet. 2005/06:SkU33, rskr. 2005/06:352). Denna, i vardagligt språkbruk, avfallsförbränningskatt bygger på det förslag den s.k. BRAS-utredningen (Fi 2003:96) lämnade i mars 2005 i delbetänkandet ”en BRASKatt? – beskattning av avfall som förbränns” (SOU 2005:23). Den gällande skatten har dock av olika skäl en mer begränsad omfattning än utredningens förslag, bl.a. omfattas inte industriavfall (se vidare prop. 2005/06:125 s. 40 f.). Dess syften är emellertid desamma som utredningens förslag. Avfallsförbränningskatten ska generellt sett gynna den avfallshantering som är miljömässigt och samhällsekonomiskt fördelaktig (a. prop. s. 35). På samma sida sägs att avfallsförbränning med energiutvinning är en metod för att hantera sådant avfall som inte lämpar sig för materialåtervinning eller biologisk behandling. I korthet avser avfallsförbränningskatten att styra mot de avfalls-, klimat- och energipolitiska målen. Materialåtervinningen av framför allt plast ska öka, koldioxidutsläppen minska och kraftvärmeproduktionen öka. Dessutom åsyftas konkurrensneutralitet mellan avfallsbränslet och andra fossila bränslen som beskattas enligt lagen (1994:1776) om skatt på energi.

³ Rådets direktiv 2003/96/EG av den 27 oktober 2003 om en omstrukturering av gemenskapsramen för beskattning av energiprodukter och elektricitet (EUT L 283, 31.10.2003, s. 51).

Närmare om avfallsförbränningskattens konstruktion

Det ”skattepliktiga avfallet” utgörs av fossilt kol i hushållsavfall som omfattas av den kommunala renhållningsskyldigheten enligt 15 kap. 8 § miljöbalken. Även fossilt kol i därmed jämförligt hushållsavfall som förts in i Sverige från andra länder är skattepliktigt. Mängden fossilt kol bestäms schablonmässigt och anses utgöra 12,6 procent av hushållsavfallets vikt. Både energiskatt och koldioxidskatt tas ut på de fossila avfallsfraktionerna. Koldioxidskatten uppgår i dag till 3 709 kronor per ton fossilt kol, och energiskatten till 155 kronor per ton fossilt kol. Den som förbrukar sådant kol är skattskyldig och skyldigheten inträder när kolet förbrukas för uppvärmning, om förbrukningen sker i yrkesmässig verksamhet. Reglerna om skattelättnader i lagen om skatt på energi är i relevanta delar tillämpliga även för fossilt kol i visst hushållsavfall.

Problem med avfallsförbränningskatten

Avfallsförbränningskatten är inte problemfri. Redan i samband med att den infördes förespråkade många remissinstanser andra styrmedel eller en annan utformning av skatten.

En fundamental fråga är om skatten styr mot de mål som motiverade dess införande på ett kostnadseffektivt sätt.

När det gäller styrningen mot ökad materialåtervinning av framför allt plast och konkurrensneutralitet mellan de fossila bränslena är schabloniseringen av avfallens fossila kolinnehåll en svaghet. Särskilt styrningen mot plaståtervinning kan ifrågasättas. Genom att mängden fossilt kol anses utgöra 12,6 procent av avfallens vikt består styreffekten i första hand i att minska mängden (vikten) avfall till förbränning. Plast, som är lätt och har en hög fossil kolhalt, är alltså inte det som främst lönar sig att återvinna.

Avfallsförbränningskattens styreffekt bör även diskuteras ur ett klimatpolitiskt perspektiv. Redan enligt utredningens förslag framstår inte styrningen mot minskade utsläpp av koldioxid med fossilt ursprung som verkningsfull. Utsläppsminskningarna i Sverige uppskattades vid den tidpunkten till ca 3 procent (ca 65 000 ton) av det totala utsläppet av växthusgaser vid avfallsförbränning – ca 2 miljoner ton koldioxidekvivalenter (totalt sett genererade avfallsförbränningen i sin tur ca 3 procent av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser, vilket då uppgick till ca 72 miljoner ton koldioxidekviva-

lenter). Vidare omfattar den gällande avfallsförbränningskatten endast ca 50 procent av den totala avfallsmängden som förbränns, dvs. enbart visst hushållsavfall. Följaktligen är den faktiska styrningen ännu svagare än enligt utredningens förslag. Dessutom innebär schabloniseringen av avfallets fossila kolinnehåll en försämrade styrning i sig. Sammantaget kan den gällande skattens betydelse för Sveriges koldioxidbalans starkt ifrågasättas.

Skatten gynnar kraftvärmeproduktion jämfört med värmeproduktion. Styrningen mot kraftvärme är dock inte utan nackdelar. Redan i dag kan skatten i någon mån befaras leda till skattedrivna och miljömässigt obefogade avfallstransporter. Ett förhållande som förstärks av att skatten inte omfattar industriavfall.

Vid sidan om den övergripande frågan om avfallsförbränningskatten är ett kostnadseffektivt styrmedel, finns ett antal mer specifika problem med skatten.

Ett sådant problem är att schabloniseringen av hushållsavfallets fossila kolinnehåll, i kombination med tillämpningsområdet för den miljörättsliga definitionen av sådant avfall, innebär att särskilt utsorterat träavfall från hushållen träffas av skatt. Även om detta problem kan antas ha en förhållandevis begränsad omfattning i praktiken, är det principiellt inte lämpligt att ett rent biobränsle beskattas med koldioxidskatt. Problemet har kommenterats tidigare, se prop. 2006/07:13 s. 63 f. och prop. 2006/07:100, s. 46.

En annan brist med den gällande skatten är att den inte omfattar industriavfall, vilket utgör omkring 50 procent av avfallsvolymen som förbränns. Det finns skäl för denna inskränkning. En omfattande remisskritik framfördes mot utredningens förslag att skatten skulle omfatta industriavfall. Förslaget miljövinster ansågs obalanserade i förhållande till de kostnader det orsakade samtidigt som förhållandevis begränsade konsekvensanalyser utförts för industrin (se prop. 2005/06:125 s. 44). När det gäller den avfallsförbränningskatt som faktiskt infördes bör tilläggas att den fossila kolhalten i industriavfall inte lämpar sig för schablonisering, eftersom den i realiteten är mycket varierande. Härtill kommer att eventuella undantag för vissa industrisektorer från en schablonbeskattning aktualiserar en komplicerad EG-rättslig statsstödsproblematik. Likväl är det, mot bakgrund av de miljö- och energipolitiska mål som motiverar skatten, otillfredsställande att en betydande del av avfallet inte kommer i fråga för beskattning. Dessutom kan, som redan nämnts, beskattningens avgränsning till visst hushållsavfall i

någon utsträckning antas skapa skattedrivna och miljömässigt opåkallade avfallstransporter.

Slutligen bör frågan om skattens incitamentsstruktur tas upp. Frågan är om det är möjligt att utforma en effektiv mekanism för att öka materialåtervinningen när den som beskattas inte själv bär skatten, utan via en kommunalt fastställd avgift överför skattebördan på dem som avses utföra avfallssorteringen. Svårigheten att genom renhållningsavgifterna styra materialåtervinningen är för övrigt ett generellt problem och inte enbart förknippat med avfallsförbränningsskatten. I avfallsförbränningsskattens fall gäller att den som i yrkesmässig verksamhet förbränner fossilt kol i visst hushållsavfall är skattskyldig. Anläggningarna som förbränner hushållsavfallet övervältrar dock i stor utsträckning skatten på kommunerna genom mottagningsavgifterna. Kommunerna tar i sin tur ut dessa kostnader av fastighetsägarna genom renhållningsavgifterna. Vidare utförs sorteringen av hushållsavfallet för olika former av materialåtervinning m.m. i stort av enskilda. Mot denna bakgrund kan diskuteras i vilken utsträckning som möjligheten till sänkta renhållningsavgifter kan medverka till att de enskilda ska öka sin avfallssortering. Det kan också diskuteras hur direkt länken är mellan skatten och renhållningsavgiftens storlek, även om den sistnämnda är underkastad den kommunala självkostnadsprincipen. Ett ekonomiskt styrmedel som påverkar kommunens kostnader för avfallshanteringen skapar dock incitament för kommunen att utveckla mer långtgående källsorteringssystem, vilket i sin tur skapar bättre förutsättningar för hushållen att sortera ut avfall för materialåtervinning. Detta ger alltså indirekt en styrande effekt.

Budgetpropositionen för 2008 m.m. – behovet av en utredning

I budgetpropositionen för 2008 (prop. 2007/08:1, volym 1, s. 128) konstaterar regeringen att det finns olika problem med dagens beskattning av avfall som förbränns. I propositionen sägs att det kan ifrågasättas om skatten styr effektivt och att det allmänt sett kan diskuteras vilken typ av, eller kombination av, styrmedel som är samhällsekonomiskt mest effektiv. En fråga som bör utredas är om skatten kan utformas på ett mer effektivt sätt. En annan är om en reformerad avfallsförbränningsskatt är ett samhällsekonomiskt lämpligt energi- och miljöpolitiskt styrmedel eller om det finns andra styrmedel som på ett kostnadseffektivt sätt styr mot de

avfalls-, energi- och klimatpolitiska målen. Om ett sådant annat styrmedel bedöms finnas bör utredaren föreslå hur det kan utformas. Regeringens slutsats är att en särskild utredare bör tillkallas med uppdrag att förutsättningslöst analysera avfallsförbränningskatten. I budgetpropositionen sägs även att den gällande beskattningen av avfall som förbränns ska kvarstå i sin nuvarande form i avvaktan på att den särskilda utredaren presenterar resultatet av sitt arbete.

Vid budgetbehandlingen anförde skatteutskottet, i yttrande till finansutskottet, bl.a. att en grundförutsättning för en eventuellt fortsatt avfallsförbränningskatt är att skatten utreds och konstrueras på ett rättvist och legitimt sätt med tydliga positiva miljöeffekter (2007/08:SkU1y s. 61). Skatteutskottet påpekade att frågan om det finns andra mer kostnadseffektiva styrmedel måste övervägas samtidigt.

Uppdraget

En särskild utredare tillkallas med uppgift att förutsättningslöst analysera avfallsförbränningskatten. Det bör utredas om avfallsförbränningskatten ger en effektiv styrning mot de avfalls- och klimatpolitiska målen eller om skatten i detta avseende kan utformas på ett mer effektivt sätt. Det bör också utredas om skatten är ett samhällsekonomiskt lämpligt energi- och miljöpolitiskt styrmedel och om skatten kan utformas så att den på ett kostnadseffektivt sätt styr mot de avfalls-, energi- och klimatpolitiska målen. Vidare bör utredas om det finns andra styrmedel som på ett kostnadseffektivt sätt styr mot de nämnda målen och om sådana styrmedel bör användas i stället för eller i kombination med en reformerad avfallsförbränningskatt. Om analysen visar att en avfallsförbränningskatt inte på ett kostnadseffektivt sätt kan bidra till de nämnda målen, står det utredaren fritt att föreslå att skatten ska avskaffas.

En ledstjärna för utredningsarbetet i stort ska vara att miljöskatter och andra ekonomiska styrmedel ska utformas på ett samhällsekonomiskt effektivt sätt och med hänsyn till medborgarnas förutsättningar (jfr prop. 2007/08:1, volym 1, s. 40 f.). Miljö- och energimålsättningar ska nås till en så låg kostnad för samhället som möjligt, dvs. kostnadseffektivitet ska uppnås. Kostnaderna för att uppnå ett mål ska relateras till miljönyttan (i form av minskade

skadekostnader). Så länge åtgärdens marginalnytta överstiger dess marginalkostnad är den samhällsekonomiskt motiverad. Vid den slutliga utformningen av ett styrmedel behöver även andra icke-ekonomiska förutsättningar vägas in såsom t.ex. de nationella miljö kvalitetsmålen, framför allt God bebyggd miljö, Giftfri miljö och Begränsad klimatpåverkan⁴ samt miljöbalkens allmänna hänsynsregler; försiktighetsprincipen, principen om att förorenaren ska betala och produktvalsregeln (jfr prop. 2005/06:125 s. 29 f.). Av betydelse i sammanhanget är också den pågående revideringen av ramdirektivet om avfall (2006/12/EG), gemenskapsrättens regler om statsstöd, särskilt Gemenskapens riktlinjer om statligt stöd till skydd för miljön, samt Grönboken för marknadsbaserade styrmedel för miljöpolitiken och närliggande politikområden och eventuella relevanta förändringar i energiskattedirektivet (2003/96/EG). Utredaren ska även följa det arbete som pågår inom Regeringskansliet med syfte att föreslå vissa ändringar av de ekonomiska styrmedlen så att de utformas på ett sätt som förbättrar effektiviteten av den förda miljö- och energipolitiken (prop. 2007/08:1, volym 1, s. 120). Ett ekonomiskt styrmedel ska sammanfattningsvis i största möjliga utsträckning vara kostnadseffektivt, teknikneutralt, administrativt enkelt och erbjuda rimliga kontrollmöjligheter.

Vidare ska utredaren beakta tidigare relevanta utredningsinsatser såsom 2001 års avfallsskatteutrednings betänkande Skatt på avfall i dag – och i framtiden (SOU 2002:9), den s.k. BRAS-utredningens betänkanden ”en BRAS-katt? – beskattning av avfall som förbränns” (SOU 2005:23) och ”en BRAS-katt! – beskattning av avfall som deponeras” (SOU 2005:64) samt remissyttrandena över betänkanterna.

Utredaren ska lämna de förslag till författningsreglering som övervägandena ger upphov till.

Utredaren ska beakta förslaget konsekvenser för näringslivet och utforma förslaget så att företagens administrativa kostnader kan hållas så låga som möjligt.

För det fall en sänkt eller avskaffad avfallsförbränningsskatt föreslås, ska utredaren även lämna förslag till finansiering av det inkomstbortfall som då orsakas.

⁴ För en beskrivning av de olika målen se bl.a. prop. 2002/03:117, prop. 2004/05:150 och prop. 2007/08:1 utgiftsområde 20 avsnitt 4.4–4.6.

Redovisning av uppdraget

Utredaren ska i sitt arbete samråda med Naturvårdsverket, Skatteverket, Statens energimyndighet och andra berörda myndigheter. Utredaren ska samråda med Näringslivets regelnämnd när det gäller redovisningen av vilka konsekvenser förslagen får för små företag.

Utredaren ska redovisa resultatet av sitt arbete senast den 28 februari 2009.

(Finansdepartementet)