



**KTH Arkitektur
och samhällsbyggnad**

Nya styrmedel inom avfallsområdet?

Mattias Bisailon¹, Göran Finnveden², Maria Noring², Åsa Stenmarck³,
Johan Sundberg¹, Jan-Olov Sundqvist³ och Sara Tyskeng²

¹ Profu, Göteborg och Stockholm

² KTH, Inst för Samhällsplanering och miljö, Avdelningen för Miljöstrategisk analys –
fms, Stockholm

³ IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm

Miljöstrategisk analys – fms
Drottning Kristinas väg 30
100 44 Stockholm
www.infra.kth.se/fms

Titel:
Nya styrmedel inom avfallsområdet?

Författare:
Mattias Bisaillon, Göran Finnveden, Maria Noring, Åsa Stenmarck, Johan Sundberg, Jan-Olov Sundqvist och Sara Tyskeng

ISSN 1652-5442
TRITA-INFRA-FMS 2009:7

Tryckt av:
US AB, Stockholm, 2009

Förord

Denna rapport är utförd inom delprojekt 1 "Förslag på styrmedel" inom forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering (www.hallbaravfallshantering.se) finansierat av Naturvårdsverket. Huvudsyftet är att föreslå intressanta styrmedel som sedan kan utvärderas av andra delprojekt inom programmet. Även om syftet i första hand är programinternt, så innehåller rapporten också kortfattade beskrivningar av olika tänkbara styrmedel vilket torde ha ett bredare intresse och vi väljer därför att publicera rapporten.

Rapporten täcker ett stort område och beskriver ganska kortfattat ett stort antal styrmedel. Med tanke på syftet har vi bedömt det som viktigare att täcka ett stort antal styrmedel kortfattat, snarare än ett fåtal styrmedel i detalj. De som är specialister inom ett område kan därför komma att tycka att vissa beskrivningar är för kortfattade och att vissa aspekter inte berörs. De som är intresserade av ett specifikt styrmedel uppmanas därför att söka vidare i litteraturen. Rapporten är skriven av många människor med olika bakgrund och kompetens. Det är viktigt med tanke på ämnet, men leder också till att olika avsnitt är skrivna med lite olika stil. Förutom författarna så har även Johanna Jussila Hammes, tidigare KTH numera VTI, och Mårten Harldsson, Profu, bidragit med texter.

Vi vill framföra vårt stora tack till alla som har bidragit i alla möten och workshops och gett sin input där eller skriftligt. Speciellt tack till Naturvårdsverkets Avfallsråd och The International Expert Group on Integrated Solid Waste management and Life Cycle Assessment för att vi fick arrangera workshops på deras möten.

Göran Finnveden
Projektledare

Innehållsförteckning

Förord	3
Innehållsförteckning	4
Sammanfattning	6
Summary	8
1 Inledning	9
1.1 Bakgrund	9
1.2 Målsättning	11
2 Metodik	12
3 Resultat	16
3.1 Styrmedelsförslag	16
3.2 Utvalda styrmedel	18
3.2.1 Information	18
3.2.2 Skatt på råvaror (materialska	24
3.2.3 Viktsbaserad avfallstaxa	27
3.2.4 Miljödifferenterad avfallstaxa	28
3.2.5 Krav på arbete med avfallsminimering inom företag	30
3.2.6 "Reklam ja tack"	34
3.2.7 Återvinningscertifikat	35
3.2.7 Utvecklade insamlingssystem, t.ex. fastighetsnära insamling, insamling av materialfraktioner, m.m.	38
3.2.8 Skatt på förbränning av fossilt brännbart avfall (klimatska	40
3.2.9 Skatt på förbränning av avfall för styrning mot ökad återvinning generellt	41
3.2.10 Elcertifikat	43
3.2.11 Skatt på farliga ämnen	45
3.2.12 Negativ märkning av varor baserat på kemikalieinnehåll	47
3.2.13 Förbättrad tillsyn	47
3.2.14 Ändrade momsregler	48
3.2.15 Förbud mot förbränning av återvinningsbara material	50
4 Diskussion	52
Referenser	55
Bilaga 1 Bruttolista	61
Bilaga 2 Beskrivningar av övriga styrmedel	68
1 Punktskatt på engångsprodukter	68
2 Uttagsrätter	70
3 Styrmedel som syftar till att styra och påverka konsumtion	70
4 Stöd och lagstiftning för kooperativa lösningar	71
5 Pantssystem	72
6 Förbud mot jungfruliga material i konstruktioner på deponier	74
7 Regler kring avfall som råvara	75
8 Certifieringssystem och standarder för återvunna material	76
9 Nya och tydligare regler för att utnyttja avfall som anläggningsmaterial	77
10 Utbildning på högskolenivå för produktutveckling och användning av återvunna material mm.	78
11 (Ekonomiskt) stöd till användning av återvunna material	78
12 Ekonomiska incitament för att göra rätt inköp eller för att lämna rätt avfall på rätt ställe	79

13 Utökat producentansvar	81
14 (Utvidgning av) Ekodesigndirektivet.....	83
15 Stödja och/eller initiera sortering efter insamling	84
16 Skatt på förbränning av avfall för högre elproduktion.....	86
17 Skatt på förbränning av avfall – Nuvarande utformning	86
18 Utsläppsrätter.....	88
19 Stöd till biologisk behandling.....	90
20 Skatt på biologisk behandling	91
21 Förbud mot deponering av olika avfallsslag	92
22 Utveckling av deponiskatten	93
23 Subventioner.....	94
24 Avfallsskatt.....	96
25 Miljöavgifter på avfallsbehandling.....	99
26 Miljööverenskommelser och liknande frivilliga överenskommelser.....	100
27 Nationella mål för avfall	102
28 Stöd till benchmarking	104
29 Enhetlig nomenklatur.....	105
30 Tydliga planeringsunderlag.....	105
31 Regionala avfallsplaner med industrin.....	106
32 Miljömärkning, varuinformation och liknande	107
33 Samlokalisering av industrier med kopplade system.....	110
34 Offentlig upphandling med miljökrav.....	111
35 Miljöklassning av byggnader	113

Sammanfattning

Svensk avfallshantering styrs av en mängd olika politiska dokument. Bland dessa finns EUs avfallsdirektiv, de nationella miljökvalitetsmålen samt annan sektorspolitik, exempelvis energipolitik. En mängd styrmedel påverkar avfallshanteringen, exempelvis deponiförbud, deponiskatt och producentansvaret som gäller för vissa produktgrupper.

Ett flertal statliga utredningar har under det senaste decenniet föreslagit och utvärderat ytterligare styrmedel inom avfallsområdet. Det finns skäl att anta att detta kommer att fortsätta. Ett skäl är EUs avfallsdirektiv som kräver att den så kallade avfallshierarkin ska styra avfallspolitiken, även om undantag kan göras baserat på ett livscykelänkande. I det sammanhanget kan man notera att många styrmedel som idag finns inom avfallsområdet styr avfall bort från deponering, det finns dock få generella styrmedel som styr mot avfallsminimering eller ökad återvinning förutom producentansvaret som dock bara gäller vissa produktgrupper. Ett annat skäl att se över styrmedlen inom avfallsområdet är att det nationella miljökvalitetsmålet om att den genererade mängden avfall inte ska öka beskrivs som svårt att nå. Ytterligare ett skäl att se över styrmedel inom avfallsområdet är att klimatpolitiken kommer att ställa krav på alla samhällssektorer att minska sina utsläpp av växthusgaser. Här har avfallsområdet en unik möjlighet genom att den inte bara kan minska sina egna utsläpp, utan också minska utsläppen i andra samhällssektorer.

Denna studie är en del av ett större forskningsprogram om Hållbar avfallshantering. Det övergripande syftet med forskningsprogrammet är bland annat att föreslå och utvärdera styrmedel som kan leda till en mer hållbar avfallshantering. Denna delstudie syftar till att göra en översikt över styrmedel inom avfallsområdet och att föreslå styrmedel som är intressanta att utvärdera inom andra delprojekt av forskningsprogrammet. Tonvikten ligger på styrmedel i de övre delarna av avfallshierarkin.

Förslag på styrmedel genererades genom flera möten med olika aktörer inom avfallsområdet samt litteraturstudier. En prioritering av styrmedel gjordes baserat på flera kriterier däribland miljöaspekter, ekonomi och acceptans. En workshop med intressenter ordnades också där deltagarna fick rösta för och emot olika styrmedelsförslag. De styrmedelsförslag som på olika sätt kommer att utvärderas i forskningsprogrammet är:

- Information till konsumenter och företag
- Skatt på råvaror
- Viktsbaserad avfallstaxa
- Miljödifferenterad avfallstaxa
- ”Reklam, ja tack!”
- Återvinningscertifikat
- Utvecklade insamlingssystem, t.ex. fastighetsnära insamling, insamling av materialfraktioner
- Skatt på förbränning av fossilt brännbart avfall (klimatskatt)
- Skatt på förbränning av avfall för styrning mot ökad återvinning generellt
- El-certifikat
- Skatt på farliga ämnen
- Negativ märkning av varor baserat på kemikalieinnehåll
- Förbättrad tillsyn
- Ändrade momsregler
- Förbud mot förbränning av återvinningsbara material

Förutom dessa styrmedel innehåller rapporten också en översikt över andra styrmedel inom avfallsområdet.

Summary

Swedish waste policy is governed by a number of policy documents, including the European Union waste directive, Swedish environmental quality objectives, and policies in other sectors, including energy. Policy instruments affecting waste management include a ban on landfilling of organic materials, a landfill tax, and extended producer responsibility of some product groups among others.

Waste related policy instruments are likely to develop further in the future. One reason is the European waste directive, which requires that the waste hierarchy should be used although exemptions can be made based on life-cycle thinking. In that context, it can be noted that most currently used policy instruments are moving waste away from landfilling. There are few general policy instruments for supporting waste minimization and increased recycling, thus supporting the waste hierarchy. Also, the national goal of stabilizing the amount of waste generated is described as difficult to reach, also calling for new instruments. The threat of climate change will also call for further changes in all sectors, including waste management and the energy systems. The waste management sector has a unique possibility of not only reducing its own contribution to climate change, but it can also, through increased utilization of waste, contribute to other sector's reduction of emissions.

The aim of this study is to make a survey of waste related policy instruments and to suggest a number of interesting instruments that can be further evaluated. The study is a part of a larger research program with the overall aim of suggesting and evaluating policy instruments for a more sustainable waste management. The focus is on the higher levels of the waste hierarchy. Suggestions for policy instruments were gathered through a number of workshops with stakeholders and literature studies. The further prioritization was based on a number of criteria including economic, environmental and social aspects. Another workshop with stakeholders was also organized where participants voted for and against different instruments. The policy instruments that will be further evaluated in the research program are:

- Information to citizens and companies
- Tax on raw materials
- Weight based waste collection fee
- Environmentally differentiated waste collection fee
- "Advertising brochures –Yes, please!"
- Recycling certificates
- Developed collection systems
- Tax on incineration of waste from fossil fuels
- Tax on incineration of waste
- Including waste in green certificates for electricity production
- Tax on hazardous substances
- Labeling of products and good with hazardous substances
- Improved control by authorities
- Differentiated VAT
- Ban on incineration of recyclable materials

In addition, a number of other policy instruments are briefly described.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Hantering av avfall har sannolikt i alla samhällen och i alla tider omgärdats av olika typer av formella och informella regler- så även i vår tid. Bland de regler och skatter som styr avfallshanteringen idag finns bland annat:

- Deponiförbud – förbud att deponera brännbart och organiskt avfall
- Deponiskatt – skatt på avfall som deponeras
- Förordningar om deponering och avfallsförbränning – reglerar utsläpp från deponering och förbränning av avfall
- Producentansvar – krav på vissa återvinningsnivåer av vissa avfall, t.ex. förpackningsavfall och elektronikavfall.
- Pantssystem för en del flaskor och burkar.

Översikter över styrmedel inom avfallsområdet finns bland annat i Naturvårdsverket (2005) och SOU (2005a). Ett flertal utredningar om styrmedel inom avfallsområdet har också utförts under 2000-talet, däribland SOU (2001, 2002, 2005a och b, 2009) och Naturvårdsverket (2009).

Den svenska avfallspolitiken styrs bland annat av EUs ramdirektiv för avfall (EU, 2008). I den fastställs bland annat den så kallade avfallshierarkin som ska gälla som prioriteringsordning för lagstiftning och politik inom avfallsområdet (EU, 2008):

- a) Förebyggande
- b) Förberedelse för återanvändning
- c) Materialåtervinning
- d) Annan återvinning, t.ex. energiåtervinning
- e) Bortskaffande

Vidare står det i direktivet att när avfallshierarkin tillämpas, ska medlemsstaterna främja de alternativ som ger bäst resultat för miljön som helhet (EU, 2008). Det innebär att vissa avfallsflöden kan avvika från hierarkin när det är motiverat med hänsyn till livscykelutsläppet (EU, 2008).

Svensk avfallspolitik kommer också till uttryck i de nationella miljömålen. Under målet God bebyggd miljö finns följande delmål om avfall (Miljömålsrådet, 2008):

Den totala mängden genererat avfall ska inte öka och den resurs som avfall utgör ska tas tillvara i så hög grad som möjligt samtidigt som påverkan på och risker för hälsa och miljö minimeras. Särskilt gäller att:

- ”Mängden deponerat avfall exklusive gruvavfall ska minska med minst 50 procent till år 2005 räknat från 1994 års nivå.
- Senast år 2010 ska minst 50 procent av hushållsavfallet återvinnas genom materialåtervinning, inklusive biologisk behandling.

- Senast år 2010 ska minst 35 procent av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser källsorterat matavfall till såväl hemkompostering som central behandling.
- Senast år 2010 ska matavfall och därmed jämförbart avfall från livsmedelsindustrier mm 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.
- Senast år 2015 ska minst 60 procent av fosforföreningarna i avlopp återföras till produktiv mark, varav minst hälften bör återföras till åkermark”

I uppföljningen av miljömålen konstateras att olika delar av miljömålet går olika bra. Målen angående deponering och återvinning bedöms nås, medan målet om att den totala mängden avfall inte ska öka blir mycket svårt att nå (Miljömålsrådet, 2008).

Även för flera av de andra delmålen finns det tydliga kopplingar till miljömålen. Miljömålet Begränsad klimatpåverkan innebär på sikt stora minskningar av utsläpp av växthusgaser. Det kommer att påverka avfallshanteringen både direkt (genom sektorns egna utsläpp) och indirekt genom att avfallshanteringen kan leda till minskade utsläpp i andra sektorer. Sålunda kan ett avfallshanteringssystem som är optimerat med hänsyn till miljöpåverkan ge negativa nettoutsläpp av växthusgaser (Nilsson et al, 2005). Detta kan ske genom att utsläppen minskar i andra sektorer. Ett sådant system innehåller bland annat en ökad materialåtervinning jämfört med dagens system (Nilsson et al, 2005).

Miljömålet Giftfri miljö har också tydliga kopplingar till avfallsområdet. Olika avfallshanteringsmetoder leder till utsläpp av olika typer av miljögifter som dessutom har olika spridningsmönster i tid och rum. Även detta miljömål tillhör de som anses vara svåra att nå (Miljömålsrådet, 2008)

Avfallsområdet är integrerat med andra områden. Ett tydligt exempel är hur avfalls- och energisektorerna är integrerade. Förbränning av avfall är en viktig del av Sveriges fjärrvärmeproduktion. Det innebär att förändringar inom energisektorn (t.ex. genom ändrade styrmedel) kan påverka avfallssektorn, och tvärtom. På motsvarande sätt är avfallsområdet integrerat med andra producerande sektorer som använder de produkter som avfallshanteringen producerar. Avfallssektorn är också beroende av de avfall som genereras, vilket exempelvis påverkas av kemikalielagstiftning. Förändringar inom alla dessa områden kan alltså i större eller mindre utsträckning också påverka avfallssektorn, och tvärtom.

Man kan notera att många av de styrmedel som finns inom avfallsområdet i första hand berör de nedre delarna av avfallshierarkin. Det finns få styrmedel som styr mot förebyggande av avfall. För att nå ökad återvinning finns det luckor i styrmedelspusslet. Producentansvaret och pantsystemen är tydliga styrmedel, men för de avfallsslag som inte berörs av dessa finns det få styrmedel som styr mot ökad återvinning. Likaså om återvinningsnivåerna i producentansvaret är uppnådda finns det få ytterligare incitament att öka återvinningen.

Som nämndes ovan har det gjorts flera utredningar om styrmedel inom avfallsområdet under 2000-talet. Det är sannolikt att de diskussionerna kommer att fortsätta. Det finns flera drivkrafter till det. En är att det behövs fler åtgärder för att nå de nationella miljömålen, både avfallsmålen och andra miljömål. Ett annat är att förändringar som sker i andra sektorer påverkar avfallsområdet, och då kan det behövas göras förändringar inom avfallsområdet för att nå de avfallspolitiska målen. Ytterligare ett skäl är att det i linje med EUs avfallshierarki

kan behövas fler styrmedel som styr mot förebyggande av avfall och ökad återanvändning och återvinning.

1.2 Målsättning

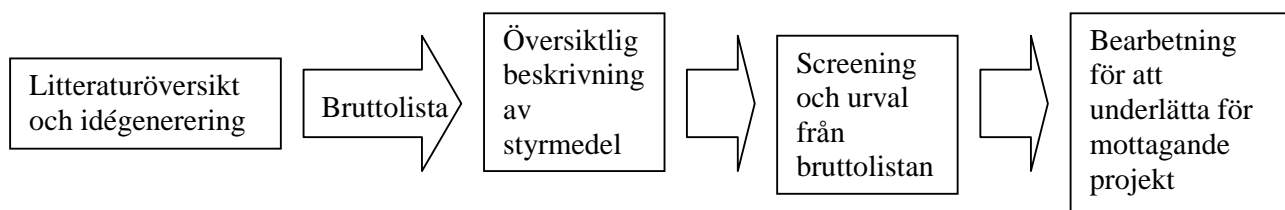
Ett av syftena med forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering (www.hallbaravfallshantering.se) är att föreslå och utvärdera styrmedel inom avfallsområdet. Syftet med detta delprojekt är att föreslå ett antal intressanta styrmedel som på olika sätt ska utvärderas i andra delprojekt inom forskningsprogrammet. Ett nyckelord i meningen ovan är ”intressanta”. Det innebär att vi inte tar ställning till om de är lämpliga att införa eller inte, bara att de av olika skäl (kriterier beskrivs nedan) är intressanta att utvärdera. En beskrivning av ett styrmedel kan vara mer eller mindre detaljerad. Syftet här är att göra beskrivningarna så detaljerade att styrmedlen kan utvärderas.

Ytterligare ett syfte med projektet är att kortfattat beskriva andra tänkbara styrmedel inom avfallsområdet som har dykt upp i samband med de idégenereringsprocesser vi arbetat med. Dessa listor och kortfattade beskrivningar över styrmedel ska kunna fungera som inspirationskällor och uppslagsböcker för fortsatta diskussioner om styrmedel inom avfallsområdet.

2 Metodik

I projektet har förslag på styrmedel genererats genom fyra delsteg:

1. Litteraturoversikt och idégenerering, vilket resulterat i en bruttolista.
2. Översiktlig beskrivning av styrmedel.
3. Screening och urval av de styrmedel som beskrivits i steg 1. Screeningen har gjorts utifrån kriterier som beskrivs nedan. En nedkortad lista för vidare arbete i delsteg fyra har också gjorts.
4. Vidare bearbetning av utvalda styrmedel för att mottagande projekt ska kunna jobba vidare med sina analyser av styrmedlen.



Arbetet med att få fram en bruttolista på styrmedel har grundats på flera olika källor:

- En startlista som projektledningen arbetade fram bland annat baserade på litteraturstudier och tidigare erfarenheter.
- Tre workshops där deltagarna har fått ”brainstorma” fram förslag.
- En paneldebatt på en avfallskonferens.
- Förslag från arbetet med strategin för Giftfria och resurssnåla kretslopp (GRK).

De workshops som genomfördes var tillsammans med Naturvårdsverkets Avfallsråd i Stockholm i april 2008, med forskningsprogrammet Hållbar avfallshanterings forskare och referensgrupp i Göteborg i maj 2008 samt med den internationella gruppen International Expert Group on Life Cycle Assessment and Integrated Solid Waste Management i Portugal i maj 2008. Den gruppen består av forskare och representanter för myndigheter och industri inom avfallsområdet från flera länder i Europa och Nordamerika.

Tillvägagångssättet på alla workshops har varit det samma; workshopledaren (Göran Finnveden) har låtit varje deltagare runt bordet få säga ett styrmedelsförslag i taget tills inga nya förslag togs upp. Förslaget skrevs under brainstormingen upp på en tavla under den rubrik som motsvarade den nivå i avfallshierarkin där styrmedlet antogs ha effekt (denna indelning var av praktiska skäl, olika styrmedel påverkar olika delar av hierarkin så placering var huvudsakligen indikativ). Rubrikerna var minska avfallsets mängd; minska avfallsets farlighet; återanvändning och återvinning; förbränning samt deponering. En rubrik för generella styrmedel fanns också. Deltagare vid dessa workshops finns i Tabell 1.

Tabell 1: Deltagare i workshops med Avfallsrådet samt forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering:

Workshop med Avfallsrådet:
Henrik Alsén, Håll Sverige Rent
Kaj Andersson, Göteborgs stad
Eva Blixt, Jernkontoret
Mona Blomdin Persson, Kemikalieinspektionen
Viveke Darpö Idh, Återvinningsindustrierna

Sanna Due, Naturvårdsverket
Tomas Ekvall, IVL Svenska Miljöinstitutet
Gunnar Fredriksson, Naturvårdsverket
Danielle Freilich, Sveriges Byggindustrier
Christian Haglund, Miljödepartementet
Henrik Hammar, Finansdepartementet
Lotta Lanne, Svenska Naturskyddsföreningen
Filip Norlén, Naturvårdsverket
Lena Pettersson, Länsstyrelsen i Stockholms län
John Strand, Förpacknings- och Tidningsinsamlingen
Sofia Tingstorp, Miljödepartementet
Peter Wenster, Sveriges Kommuner och Landsting
Weine Wiqvist, Avfall Sverige
Bengt Wånggren, Mabo
Workshop med deltagare och referensgrupp för Forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering:
Per EO Berg, Högskolan i Dalarna
Chris von Borgstede, Göteborgs universitet
Viveke Darpö Idh, Återvinningsindustrierna
Tomas Ekvall, IVL
Ola Eriksson, Högskolan i Gävle och Profu
Susanne Ewert, Lunds universitet
Christer Forsgren, Stena Metall AB
Thord Görling, Förpacknings- och Tidningsinsamlingen
Greger Henriksson, KTH
Lena Jarlöv, Svenska Naturskyddsföreningen
Maria Ljunggren Söderman, IVL
Christer Lundgren, Renova AB
Per Nilzén, Avfall Sverige
Karin Norberg, Hyresgästföreningen
Cecilia Petersen, Naturvårdsverket
Jenny Sahlin, Profu
Magnus Sjöström, Konjunkturinstitutet
Åsa Stenmarck, IVL
Johan Sundberg, Profu
Jan-Olov Sundqvist, IVL
Johan Tivander, CTH
Lynn Åkesson, Lunds universitet
Göran Östblom, Konjunkturinstitutet
Deltagare vid workshop med the International Expert Group on Integrated Solid Waste Management and Life Cycle Assessment
Susana Xara, Portugese Catholic University, Portugal
Roland Clift, University of Surrey, UK
Simon Aumonier, ERM, UK
Tomas Ekvall, IVL, Sverige
Göran Finnveden, KTH, Sverige
Paola Lettieri, University College London, UK
Simonetta Tunesi, University College London, UK
Stefan Salhofer, BOKU, Österrike

Jean-Louis Davoust, Ecoemballage, Frankrike
Ivan Barbato, Golder Associates, Portugal
Laurence Hamon, Veolia, Frankrike
Anne Morrissey, Dublin City University, Irland
Terry Coleman, Environment Agency, UK

Vid den årliga konferensen arrangerad av forskningsprogrammet Hållbar Avfallshantering anordnades i maj 2008 i Göteborg ett panelsamtal om styrmedel. Deltagare i den var Torbrjörn Carlsson, SSAB Merox, Anna-Lisa Lindén, Lunds Universitet, Roy Resare, utredare och Thomas Sterner, Göteborgs Universitet. I samtalet ombads deltagarna att komma med förslag på styrmedel. I samtalet fick också publiken (ett hundratal personer) delta.

Ytterligare idéer på styrmedelsförslag hämtades från en rapport från arbetet med GRK-strategin (Björklund et al, 2007). Det arbetet drevs bland annat genom intervjuer och workshops med intressenter från bland annat myndigheter och industrier. Arbetet resulterade bland annat i en insamling av ca 500 förslag på åtgärder och styrmedel av relevans för GRK-strategin varav många berörde avfallsområdet.

Efter att förslagen inhämtats gick projektets deltagare igenom listan, sammanförde liknande styrmedel och förtydligade andra. Enstaka förslag föll också bort då projektgruppen inte kunde se kopplingen till styrmedel. Styrmedlen grupperades också på ett nytt sätt i ett försök att göra sammanställningen mer överskådlig.

Arbetet med att välja ut styrmedel för utvärdering baserades på flera olika steg:

- Identifiering av kriterier för valet.
- Intern poängsättning inom projektgruppen.
- Poängsättning och synpunkter vid en workshop med intressenter.
- Slutgiltig prioritering.

I arbetet i de två svenska workshopparna och i panelsamtalet ingick också att diskutera vilka kriterier som skulle kunna ligga till grund för att välja ut några för vidare analys. Dessa diskussioner fungerade som inspiration för projektdeltagarna i steg 3, screeningen. Även om flera kriterier nämndes så kretsade de i huvudsak kring tre områden:

- I. Miljömässig potential
- II. Acceptans hos aktörer, hushåll samt myndigheter på nationell och internationell nivå
- III. Ekonomiska konsekvenser

Deltagarna i projektgruppen gjorde sedan en preliminär poängbedömning av alla föreslagna styrmedel med avseende på dessa grova kriterier.

Ytterligare en workshop genomfördes i november 2008 i Stockholm. Inbjudna var medlemmar i Naturvårdsverkets Avfallsråd, forskare och referensgrupp inom programmet Hållbar Avfallshantering samt ytterligare några intressenter. Deltagarna i workshopen redovisas i Tabell 2.

Tabell 2. Deltagare i prioriteringsworkshop november 2008:

Göran Finnveden	FMS, KTH
Maria Noring	FMS, KTH
Åsa Stenmarck	IVL
Tomas Ekvall	IVL
Viveke Ihd	Återvinningsindustrierna
Patrizia Finessi	Enh för fastighetsutv, SABO
Eva Blixt	Jernkontoret
Christer Forsgren	Stena metall
Sanna Due	Naturvårdsverket
Cecilia Petersen	Naturvårdsverket
Christina Wiklund	Skogsindustrierna
Ola Norrman Eriksson	Högskolan Gävle
John Strand	Förpacknings och tidningsinsamlingen
Elisabeth Karlsson	Kemikalieinspektionen
Göran Lundberg	SKL
Johan Sundberg	Profu
Anna Björklund	Fms, KTH
Ampo Hoff	HSB
David Strömberg	Miljödepartementet
Per Nilzén	Avfall Sverige
Danielle Freilich	Sveriges byggindustrier
Greger Henriksson	FMS, KTH
Jan-Olov Sundqvist	IVL
Thord Görling	Förpacknings och tidningsinsamlingen

Innan workshopen hade deltagarna tilldelats sammanställningen av styrmedlen. Dagen inleddes med en presentationsrunda och sedan genomfördes en runda där de närvarande gav kommentarer på styrmedlen. Namnet på samtliga styrmedel sattes upp runt om i lokalen ordnade efter *uppkomna avfallsmängder, materialåtervinning, energiåtervinning, biologisk behandling, deponering, farliga ämnen samt övriga styrmedel*. Deltagarna försågs med 10 gröna klisterlappar och 5 röda som motsvarade positiv respektive negativ inställning till styrmedlen. Det var valfritt om man vill sprida lapparna eller sätta alla på samma, eller inte använda alla lappar. Efter övningen fördes även en diskussion om de styrmedel som fått många lappar, positiva, negativa eller både och.

Baserat på resultat från intern och extern poängsättning, samt interna och externa diskussioner gjordes sedan en prioritering. Denna gjordes i flera steg då den första prioriteringen ledde till att ett stort antal styrmedel (ca 30 styrmedel) bedömdes som intressanta. Förutom de tre kriterier som nämndes ovan, användes också följande kriterier:

- I. Nytänkande hos styrmedlet
- II. Hur väl det passar att utvärderas i de olika projekten
- III. Balans mellan olika typer av styrmedel
- IV. Balanserad tyngdpunkt på avfallshierarkins övre delar.

3 Resultat

3.1 Styrmedelsförslag

En bruttolista över styrmedelsförslag presenteras i Bilaga 1.

Vid workshopen i november 2008 fick olika intressenter prioritera styrmedlen från den bearbetade bruttolistan. Resultaten anges nedan i Tabell 3.

Tabell 3. Styrmedelsförslag och resultat från poängsättning vid workshop med intressenter.

Uppkomna avfallsmängder	Positiva	Negativa
1. Information och statistik om avfallsmängder	10	1
2. Skatt på råvaror	7	3
3. Punktskatt på engångsprodukter		7
4. Viktsbaserad avfallstaxa	6	
5. Miljödifferenterad avfallstaxa	10	
6. Uttagsrätter	1	4
7. Stöd till arbete med avfallsminimering inom företag	6	
8. Krav på arbete med avfallsminimering inom företag	1	
9. Styra och påverka konsumtion	6	1
10. Stöd och lagstiftning för kooperativa lösningar	6	
11. "Reklam ja tack"	4	1
Materialåtervinning		
12. Pantsystem	1	
13. Förbud mot jungfruliga material i konstruktioner på deponier	2	1
14. Regler kring avfall som råvara	4	
15. Certifieringssystem och standarder för återvunna material	8	1
16. Nya och tydligare regler för att utnyttja avfall som anläggningsmaterial	7	1
17. Utbildning på högskolenivå för produktutveckling och användning av återvunna material mm	4	
18. (Ekonomiskt) stöd till användning av återvunna material	2	
19. Återvinningscertifikat	4	5
20. Information till konsumenter – syftande till avfallsminimering och/eller ökad källsortering	11	
21. Information och utbildning till verksamheter	4	
22. Intervention (information i kombination med praktisk handledning)	1	
23. Ekonomiska incitament för att göra rätt inköp eller för att lämna rätt avfall på rätt ställe	3	
24. Utökat producentansvar	4	6
25. Utvecklade insamlingssystem	7	
26. (Utvidgning av) Ekodesigndirektivet	3	
27. Stödja och/eller initiera sortering efter insamling	2	10
Energiåtervinning		
28. Skatt på förbränning av avfall – Nuvarande utformning		3
29. Skatt på förbränning av fossilt brännbart avfall (klimatskatt)	6	
30. Skatt på förbränning av avfall för styrning mot ökad återvinning generellt	2	
31. Skatt på förbränning av avfall för högre elproduktion		
32. Elcertifikat	1	
33. Utsläppsrätter		4
Biologisk behandling		
34. Stöd till biologisk behandling		
35. Skatt på biologisk behandling	1	5
Deponering		
36. Förbud mot deponering av olika avfallsslag		1
37. Utveckling av deponiskatten	1	1
Farliga ämnen		
38. Styrmedel för kemikalier	2	1
Övriga styrmedel		
39. Ändrad tillsyn	4	1
40. Ändrade momsregler	5	1
41. Subventioner		1
42. Avfallsskatt		1

43. Miljöavgifter på avfallsbehandling	2	2
44. Förbud	1	1
45. Miljööverenskommelser och liknande frivilliga överenskommelser	1	
46. Nationella mål för avfall	2	4
47. Stöd till benchmarking	6	1
48. Enhetlig nomenklatur	6	
49. Krav på företagens avfallsplanering, avfallsredovisning, miljöcertifiering, m.m.	3	2
50. Tydliga planeringsunderlag		
51. Regionala avfallsplaner med industrin		1
52. Miljömärkning, varuinformation och liknande	2	
53. Samlokalisering av industrier med kopplade system		2
54. Offentlig upphandling med miljökrav	3	
55. Miljöklassning av byggnader	2	1

Workshoppedeltagarnas synpunkter på styrmedlen samlades även ihop och de viktigaste redogörs för nedan.

Flera av deltagarna förde upp nyttan med statistik, bland annat för att bättre fokusera insatser. Deltagare från näringslivet menade att en råvaruskatt uppfattas som en tydlig fingervisning om att industrin inte ska använda/produceras vilket ogillas. En annan menade också att det inte går att införa på nationell nivå och att alternativet är att införa en råvaruskatt på global nivå men det har prövats och misslyckats tidigare. En djupare utvärdering är dock önskvärd. Någon menade att viktbaserad avfallstaxa var intressant liksom att förenkla sorteringen för den enskilde.

Styrmedelsförslagen Nr 16-19, förslag under kategorin *materialåtervinning*, berör alla förutsättningar för återvinning var viktiga för deltagare från den sektorn. Någon menade att nr 23, *ekonomiska incitament för att göra rätt*, under god kommunikation skapar fokus och ett incitament att göra rätt. Det diskuterades även att förpackningsavgiften borde stå på förpackningen samt hur man sorterar den. En differentierad avgift där bättre förpackningar premieras kom fram som ett förslag. Det framkom dock att det är svårt att få plats på förpackningarna med alla märkningar. En önskan som framkom var en utvärdering av hur producentansvaret har fungerat. Någon ansåg att ansvaret även borde gälla för annat än förpackningar.

Nr 27, *stöd för sortering efter insamling*, är ett långsiktigt styrmedel inriktat mot konsumtion menade någon, men ansågs av andra vara ett steg tillbaka. Många konsumenter vill göra miljönytta och kan därför uppleva att de tillför något när de sorterar. En synpunkt som kom fram var att det dock kan vara ett bra alternativ med sortering efter insamling för offentliga papperskorgar mm som är osorterade.

En synpunkt som nämndes var att rena förbud ogillas av industrin, man menade att det ibland inte finns några andra alternativ än att använda jungfruliga material.

Ytterligare en synpunkt var att man önskar mer tillsyn från myndigheter som en form av feedback på vad man gör. Även tillsyn inom andra områden än farliga ämnen liksom kombination av kontroll och kommunikation var synpunkter som hörsammades. Läkemedelsrester var ett område som ansågs viktigt av någon.

Någon nämnde att en enhetlig nomenklatur är önskvärd. En annan åsikt var att miljörapporter kan vara en del i tillsynen från myndigheter. En synpunkt var att offentlig upphandling kan ställa miljökrav. Man diskuterade hur de ska användas, i kombination med förbud och/eller subventioner/stöd.

3.2 Utvalda styrmedel

Nedan redovisas de styrmedel som projektet har valt att programmet i detta läge bör studera vidare. Övriga styrmedelsförslag redovisas i Bilaga 2. I några fall har vissa styrmedel behandlats tillsammans, i andra fall har ett styrmedel blivit flera. Rubrikerna är därför inte alltid identiska med rubrikerna i Tabell 3.

För vissa styrmedel räcker det med att beskriva själva styrmedlet för att det ska kunna utvärderas i andra delprojekt. Konsekvenserna av styrmedlen kan sedan beräknas med hjälp av modeller eller kan på andra sätt bedömas. För andra styrmedel behöver några antaganden göras om konsekvenserna av styrmedlen. I vissa sådana fall försöker vi då göra rimliga antaganden på vissa konsekvenser, sedan kan andra typer av konsekvenser bedömas baserat på dessa antaganden.

Tilläggas bör att kostnadsutvecklingen ska inkluderas i utvärderingen av förslagen. Det vill säga skatter och avgifter som här föreslås bör räknas upp med förväntad inflation.

3.2.1 Information

Vid inventeringen av styrmedel är det flera informationsstyrmedel som föreslagits. I nedanstående avsnitt beskrivs dessa. I avsnitt 3.2.1.a och 3.2.1.b ges förslag till hur dessa informationsstyrmedel kombineras och utformas för utvärderingen i programmet för hushåll respektive företag.

Enligt Naturvårdsverkets hemsida (20090929) förklaras information som ett kravfritt styrmedel, som används för att försöka övertyga människor om att frivilligt ändra vanor och beteenden och göra "rätt" val. I miljöpolitiken används information såväl för att direkt påverka människors beteende som för att bereda vägen för andra och mer styrande styrmedel. Information är ett nödvändigt men inte i sig själv tillräckligt styrmedel för att lösa miljöproblem – det krävs en kombination av styrmedel för att få resultat.

Effekterna av information diskuteras ofta. En viktig fråga när man studerar effekterna av information är hur och när människor uppmärksammar information. Vi lever i ett informationssamhälle, och bara för att man ger information behöver det inte innebära att informationen uppmärksammas av de avsedda mottagarna. Det är därför viktigt hur informationen kommuniceras.

Man kan tänka sig information på olika sätt. Nedan beskrivs några angreppssätt och sedan följer förslag riktade mot hushåll respektive företag.

Information om avfallsmängder

Bakgrund

Information kring avfallsmängder och -behandling kan bidra till att öka människors (både i hushåll och i företag) medvetenhet kring avfallsproblematiken och på så sätt ändra beteenden t.ex. öka utsortering av farligt avfall eller minska avfallsmängderna. Det är dock en förutsättning att informationen formuleras på ett sätt som gör att den når den tänkta mottagaren och då får den effekt man önskar att den skulle ha. Att hushållen får återkopplingar om hur avfallet omhändertars är, enligt forskningsprogrammet SHARP (2008), viktigt för att de ska ändra sitt beteende.

En förutsättning för att få tillförlitlig information är att ha god statistik över avfallsmängder och behandling av avfallet. Genom att ha tillförlitlig statistik om avfallsmängder kan kontrollen över dem öka. Det är först om det finns statistik som det blir klart t.ex. var avfallsminimerande åtgärder bäst kan sättas in eller om ett avfallsslag är ett problem på grund av sin mängd eller farlighet.

Genom information om farliga ämnen skulle man öka medvetenheten om vad avfallet så småningom kommer att innehålla och på så sätt eventuellt kunna styra mot en minskad användning av produkter som innehåller farliga ämnen vilket skulle leda till en minskning av avfallets farlighet och minskad spridning av farliga ämnen.

Erfarenheter

Det är en svårighet att utforma information så att den når alla och kommunicerar det budskap man vill. Olika typer av information lämpar sig vid olika typer av budskap och olika information efterfrågas vid olika tillfällen. Det finns också studier (se avsnitt nedan) som visar att information kanske inte alltid har den genomslagskraft man tror att den har, d.v.s. att det finns en viss övertro till information över en viss grundnivå.

Information till konsumenter– syftande till avfallsminimering av hushållsavfall och/eller ökad källsortering

Bakgrund

Information som syftar till att styra bort från konsumtion skulle t.ex. kunna utgöras av information kring miljöeffekter från produktion och avfallshantering. Även miljömärkning och miljövarudeklarationer kan hänföras till samma grupp. Olika typer av miljömärkning och miljövarudeklarationer har funnits länge, se nedan.

I de flesta TV-kanaler finns idag program om heminredning, hembygge, gör-det-själv, etc., där man ofta bara river ut gammal inredning. Det skulle ligga stort pedagogiskt värde om man samtidigt river ut det gamla också visar hur man ska källsortera olika material.

Information om hur man ska förfara vid källsortering finns i praktiken allmänt tillgängligt. Det är i första hand inte information om hur man ska göra som behövs. Informationen kan därför mer syfta till att vara av moraliserande karaktär som syftar till att aktivera normer och att höja informationen.

Erfarenheter

I TemaNord (2003) refereras en undersökning om miljöinformationens roll och hur den används i konsumenternas beslutsfattande. Undersökningen omfattade även hur kända miljömärkena är för konsumenterna och konsumenternas tolkning av dessa märken. Resultaten visade att konsumenterna kräver tydlig, begriplig och opartisk information som grund för sina val – och det utan att man ska behöva fundera över informationens tillförlitlighet. Det visade sig att konsumenterna är intresserade av miljöinformation om produkter, men att det inte har funnits tillräckligt med information och att den har varit svår att förstå. Konsumenterna var positiva i sina miljöattityder. De viktigaste faktorerna som påverkade valet av produkter var pris och kvalitet. Endast för ett fåtal av dem som deltog i undersökningen var miljöfaktorerna viktiga vid produktval. Enligt undersökningen såg det ut

som att en redan existerande motivation att beakta miljön vid valsituationen var villkoret för ett miljöorienterat beteende.

I Sundqvist och Stenmarck (2008) studerades hur olika parametrar påverkar insamlingen av farligt avfall från hushållen, bl.a. information. I alla de studerade kommunerna (tolv kommuner) fanns en basinformation i form av ett årligt utskick till alla hushåll. Studien visade att särskilda informationskampanjer utöver denna basinformation inte verkade ge högre insamling av farligt avfall. Däremot fanns en tendens att ett ökat antal inflyttade till kommunen och ökat antal invånare av utländsk härkomst i kommunen gav sämre insamling av farligt avfall. Detta tyder på att "informationskampanjer" som är allmänt riktade kanske inte alltid fångas upp av de grupper som behöver informationen.

Goda exempel i miljöarbetet har studerats av Naturvårdsverket (2002). Studien kom till slutsatserna att de befintliga goda exempelsamlingarna ofta har betydande brister, vanligtvis oklara och oflekterade urvalskriterier, ytliga beskrivningsnivåer och avsaknad av för många målgrupper viktig information, som t.ex. ekonomiska aspekter, brukaraspekter och hänvisningar till var intresserade kan finna fördjupad information om de beskrivna exemplen. Processen att sprida samlingarna kunde också i många fall fungera bättre, likaså spridandet av kännedomen om att en viss samling faktiskt finns tillgänglig.

Inom forskningsprogrammet Hållbar avfallshantering pågår ett miljöpsykologiskt projekt, där man t.ex. tittar på hur människor uppfattar information, och hur avfallsinformation bör utformas för att leda till bättre sortering och avfallsreduktion. Några initiala resultat från projektet finns i Borgstede (2008).

Potentiella för- och nackdelar

- Styrmedel som påverkar konsumtion kan komma att ifrågasättas av tillverkningsindustri och handel.
- Det är risk att informationen blir för mycket "upphaussad" så att ingen tar den på allvar.
- Informationen måste kombineras med andra styrmedel för att ge effekt.
- Även när information finns på varan/förpackningen så uppmärksammas den inte alltid
- Det är ofta svårt att nå ut med information till de grupper som är i behov av informationen.
- + Information är ett flexibelt styrmedel, det är lätt att skraddarsy information för olika målgrupper och olika typfall.
- + Någon typ av information behövs ändå

Information till hushåll i kombination med praktisk handledning (s.k. intervention)

Bakgrund

Människorna överhoppas idag av information, vilket leder till att mycket av den information som ges inte tas emot av människan. Ren information kan därför ofta ge dåligt resultat. Ett sätt att öka genomslagskraften i informationen är intervention, d.v.s. ge praktisk handledning i samband med informationen.

Lite förenklat kan sägas att människor utför rätt beteende (önskat beteende) när motivationen är större än hindren. Informationen kan påverka motivationen, likaså en rad andra åtgärder, men effekten kommer samtidigt att bero på insamlingssystemets utformning (hinder).

Erfarenheter

Liknande former av information har getts i flera kommuner när man bokstavligen har demonstrerat källsortering på plats. Det har visat sig att praktisk handledning i samband med källsortering av bioavfall leder till ökad källsortering och ökad kvalitet (Avfall Sverige 2005a,b).

Potentiella för- och nackdelar

- Fördyrar informationen
- + Större chans informationen anammas av mottagaren.

Information och utbildning till företag

Bakgrund

Det som tidigare nämnts om information som syftar till avfallsminimering eller till ökad återvinning är tillämpligt även för verksamheter. I detta avsnitt behandlas mer verksamhets-specifika frågor. Intresserade läsare hänvisas också till kapitlet *Förbättrad tillsyn* (3.2.13), då det som skrivs nedan kan vara en del av den informativa tillsynen.

Det kan också nämnas att information till företag kan omfatta:

- Information till anställda, för att påverka och utbilda de anställda.
- Information till företagsledningen, för att påverka företagsledningen att utveckla miljöarbetet, t.ex. källsortering.

Påverka attityder till avfallsklassade produkter.

Ett problem som ibland försvårat återvinning är attityden till återvunna produkter och råvaror. Genom information och utbildning kan man påverka attityder till återvunna produkter, förhoppningen är då att användningen av återvunna produkter ska öka. Olika kvalitetssystem kan då också påverka återvinningen, positivt och negativt. Olika kvalitetssystem kan leda till minskad återvinning, t.ex. om återvunnet material inte uppfyller kvalitetskrav).men genom att utarbeta kvalitets-specifikationer för material och råvaror kan även återvunna material bli jämförbara med konventionella råvaror.

Information om upphandling av avfallstjänster

När ett företag handlar upp avfallstjänster har man stora möjligheter att styra avfallsverksamhetens inriktning. Genom att informera företagen om denna möjlighet ökar möjligheten att företagen driver avfallsfrågan bättre.

Handböcker för avfallshantering på företag

Avfallsproducenter behöver bra informationsmaterial. Det har publicerats olika handböcker sedan slutet av 1990-talet (t.ex. Sundqvist (1997)). Olika gratis handböcker erbjuds också ofta av de stora avfallsbolagen (t.ex. Stena Recyclings (2007)). En av svårigheterna med handböcker är att problembilden ofta är olika i olika branscher och dessutom skiljer sig mellan små och stora företag. Verksamheter är ofta mycket specialiserade, och problembilden skiljer sig mellan olika branscher, mellan stora och små företag samt mellan olika orter. Det är därför svårt att utforma generella handböcker eller generell information.

Erfarenheter

I Storbritannien har det bildats olika Waste Minimization Clubs. De är ofta branschriktade och regionala och är ett forum för att utbyta erfarenheter och idéer. Flera fallstudier har gjorts där man påvisat både stora kostnadsbesparingar och miljövinster (Pratts et al, 2007). Waste Minimization Clubs diskuteras närmare nedan i avsnittet *Stöd till arbete med avfallsminimering inom företag*.

Potentiella för- och nackdelar

- Mycket skraddarsydd information behövs om man ska nå till alla företag.
- Informationen behöver uppdateras med jämna mellanrum.
- + Kan ge både kostnadsbesparingar och miljövinster

Stöd till arbete med avfallsminimering inom företag

Bakgrund

Stöd till avfallsminimering inom företag kan utformas på olika sätt. I detta avsnitt tar vi främst upp informationsstöd, d.v.s. företagen får information om hur man kan minimera avfallsmängden och vilket värde detta har ur miljösynpunkt. Genom att få denna information uppmuntras företaget till att införa åtgärder för att minska mängden, speciellt om man samtidigt kan visa att åtgärderna innebär minskade kostnader för verksamheten. Man kan även tänka sig rent finansiella stöd, d.v.s. att företag får en viss summa pengar om man minskar avfallsmängderna enligt uppsatta mål. Sådana stöd kan dock vara mer kontroversiella ur EU:s perspektiv då det finns en risk att det räknas som statsstöd för att gynna inhemsk industri. Se avsnitt i bilaga 2 om (22) *Subventioner* för vidare diskussion.

Det finns olika exempel på informationsstöd. Inom byggbranschen i Sverige sprider Kretsloppsrådet information bland sina medlemmar om åtgärder för att minimera avfall vid byggproduktion och hur man kan källsortera vid byggen. Forskning om effekter av avfallsminimering under en produkts hela livslängd är ett annat exempel på information som kan kommuniceras till företagen och därmed påverka produktutformningen redan i designsteget. Här är det centralt att sådana forskningsresultat inte ”fastnar” i den akademiska litteraturen utan aktivt sprids vidare från universitet och högskolor till de potentiella avnämarna i näringslivet, t ex genom anordnande av temadagar, workshops etc. Här kan myndigheter (som t ex Naturvårdsverket) verka som viktiga katalysatorer för att få forskare och näringsliv att mötas.

Erfarenheter

Det har i England sedan 1990-talet startats ett hundratal olika ”waste minimization clubs”. I en utvärdering (Philips et al 2001) kan man konstatera att flera av dessa har varit framgångsrika när det gäller att reducera både medlemmarnas avfallsmängder och deras kostnader (till följd av minskade materialinköp och mindre mängder till avfallshantering). I dessa klubbar samlas företag i en viss region som är intresserade av avfallsminimering. Genom klubben får man kontakt med andra företag som har liknande avfall och därigenom kan man utbyta erfarenheter om vad man kan göra för att minska avfallsmängderna. Vidare tar många klubbar in experter på avfallsminimering som undersöker företagens material- och avfallshantering och sedan ger tips på förändringar för att minska avfallsmängderna. Denna information kommuniceras även till alla deltagande parter i klubben. En möjlig åtgärd utifrån detta är att varje företag internt utser en person som tilldelas ansvaret för att man genomför de åtgärder som krävs för att uppnå avfallsminskningen.

Potentiella för- och nackdelar

- konkurrens kan försvåra samarbete
- + kan hjälpa företag som saknar egna resurser att få värdefull information att appliceras på verksamheten

3.2.1.a Förslag till informationsstyrmedel – hushåll

Vi förutsätter att det informationsstyrmedel som ska utvärderas består av flera komponenter som samverkar och som inte bör utvärderas var för sig. I dagsläget har kommunerna redan ansvar för att informera hushållen om insamlingsssystem av producentansvarsavfall. I avfallsagstiftningen finns för övrigt inga direkta krav på att kommunerna ska informera hushållen eller vad informationen ska omfatta (man har rätt att utarbeta föreskrifter hur hanteringen ska gå till i en rad fall).

1. Kommunen åläggs att ge information om avfallsmängder och hur det behandlas. Många kommuner ger redan denna information i dag, men ett mer uttalat krav kan göra att informationen kommer att tydliggöras. Detta åläggande kan ges genom ett tillägg i avfallsförordningen.
2. Olika kampanjer genomförs för att styra mot mer källsortering och avfallsminimering. Kampanjerna kan drivas av organisationer (Avfall Sverige, Håll Sverige Rent, Kretsloppsrådet eller liknande). Själva styrmedlet kan utformas på flera sätt:
 - Bidrag från staten till kommun eller organisation för att genomföra kampanjen.
 - Formulera ett nationellt mål (främst för en viss bransch än ett visst avfallsslag) som gör att berörda organisationer, företag och kommuner genomför kampanjen själv utan bidrag.
 - Vad gäller kommuner kan man via lagstiftning i miljöbalken eller avfallsförordningen direkt kräva att kommunen ska ge information (det är troligen svårt att ge ett direkt krav på "informationskampanj"). Kommunen kan då själv bestämma hur informationen utformas.Kampanjerna bör exempelvis inriktas mot avfall som inte källsorteras idag, t.ex. hushållens bygg- och rivningsavfall, eller mot grupper som man befärar har dålig "avfallsmoral" i dag. Kampanjerna bör riktas mot att skapa ökad motivation för källsortering och avfallsminimering, och när det är relevant också ge direkta råd och anvisningar hur, var och när man kan lämna olika avfall. Kampanjer för avfallsminimering och källsortering kan också innehålla goda exempel. En koppling till miljömärkning kan också göras.
3. I samband med information till hushållen om källsortering (grovavfall, farligt avfall, producentansvarsmaterial, etc.) åläggs kommunerna att ge praktisk handledning, exempelvis att avfallsrådgivare besöker hushållen och ger praktiska råd om källsortering m.m. Ett sådant krav kan exempelvis ställas i avfallsförordningen.

Anm. Det är möjligt att de två första komponenterna inte ger några påtagliga effekter om de genomförs var för sig och eller utan koppling till andra åtgärder. Det är också troligt att andra effekter uppnås om informationen kombineras med andra ekonomiska styrmedel.

Styrmedlet bedöms leda till ökad källsortering och ökad avfallsminimering, men de kvantitativa effekterna av ett styrmedel enligt ovan är svåra att förutsäga här.

3.2.1.b Förslag till informationsstyrmedel – företag och verksamheter

Vi förutsätter, även när det gäller informationen till företag, att det informationsstyrmedel som ska utvärderas består av flera komponenter som samverkar och som inte kan utvärderas var för sig.

1. Kommunen åläggs att ge information om avfallsmängder och hur det behandlas, även industrins avfall (kommunen har i dag ett planeringsansvar för allt avfall i kommunen och informationsskyldigheten kan ses som en följd av detta ansvar). Själva kravet kan ställas i avfallsförordningen.
2. Olika "kampanjer" görs för att styra mot mer källsortering och avfallsminimering. Det kan exempelvis vara någon organisation eller företag som får bidrag för att driva kampanjer. Alternativt kan man göra frivilliga överenskommelser mellan stat och berörda branscher. Kampanjerna bör exempelvis inriktas mot avfall som källsorteras dåligt idag och/eller grupper/branscher som man befärar har dålig "avfallsmoral" i dag. Kampanjerna bör riktas mot att dels skapa ökad motivation för källsortering och avfallsminimering. Kampanjer för avfallsminimering och källsortering kan också innehålla goda exempel. En koppling till miljömärkning kan också göras.
3. Kommunerna åläggs att hålla ett antal avfallsrådgivare verksamma. En avfallsrådgivare ska ge praktisk information "på fältet" till företag och verksamheter om källsortering och avfallsminimering och helst vara fristående från avfallsföretag. Kravet kan ställas lagstiftningsvägen i avfallsförordningen, eller göras mjukare genom att på olika sätt "övertala" kommunerna.
4. Som ett komplement till avfallsrådgivaren kan också avfallsklubbar (i likhet med *waste minimization clubs* i Storbritannien) bildas, d.v.s. olika samlingsforum där man kan överföra erfarenheter mellan olika företag och olika branscher. Branschorganisationer och regionala organisationer bör få ansvaret att bilda "avfallsklubbar". Bildandet av klubbarna bör initieras genom någon form av ekonomiskt och kunskapsstöd för bildandet, eller på andra sätt påverka organisationer att ta initiativ till bildandet av avfallsklubbar.

Styrmedlet bedöms leda till ökad källsortering och ökad avfallsminimering, men de kvantitativa effekterna av ett styrmedel enligt ovan är svår att förutsäga här.

3.2.2 Skatt på råvaror (materials katt)

Bakgrund

En skatt på råvaror skulle kunna minska användningen av jungfruliga råvaror. Detta kan leda till minskade avfallsmängder och också ökad återvinning. Enligt Bruvoll (1998) skulle det optimala styrmedlet vara att beskatta miljöskadan där skadan sker (i detta fall en avfallsskatt), men detta är i praktiken ofta omöjligt p.g.a. att avfallet är så utspritt i samhället. Bruvoll konstaterar även att när det finns en nära koppling mellan användandet av en råvara och skadan så att skadan är proportionerlig till insatsanvändningen, kan man istället beskatta insatsvaran. Detta skulle uppmuntra återvinning eftersom det skulle höja priset på jungfruliga råvaror relativt återanvänt material. Det skulle även kunna stimulera till viss reduktion av avfall vid källan om nettoproduktionskostnaderna ökar och detta minskar efterfrågan (Pearce och Turner, 1993.) Bruvoll (1998) påpekar även att en skatt på insatsvarorna skulle ge incitament till företagen att använda de relevanta insatsfaktorerna på ett mer effektivt sätt. En

sådan skatt ger inte heller några incitament till illegal dumpning, såsom t.ex. avfallsskatt gör. Slutligen ökar en råvaruskatt priset på återvunna material vilket ger incitament till mer återanvändning och återvinning.

Medan en råvaruskatt kan fungera väl i ett slutet system är det dock mindre klart att det fungerar i närvaro av internationell handel där mycket av t.ex. förpackningsmaterial importeras. Palmer och Walls (1994) finner att trots att en skatt på jungfruliga råvaror kan uppmuntra till en effektiv insatsmix, kan den också leda till minskad produktion och konsumtion i ekonomin.

Bruvoll (1998) har gjort en simulering för Norge med en allmän jämviktsmodell och finner att en 15 % skatt på jungfrulig plast och pappersmaterial skulle leda till ett fall på 11 % i användningen av dessa råvaror i förpackningar. Miljövinsten som uppstår p.g.a. mindre avfallsmängd och minskade luftutsläpp uppskattas till 0,3 – 3,3 miljarder Nkr – detta är dock enligt författaren en underskattning eftersom det är svårt att få med alla externa kostnader. Kostnaden för skatten skattas till 3 miljarder Nkr, och minskningen i privat konsumtion till 0,6 miljarder Nkr.

Erfarenheter

I dagsläget har vi skatt i Sverige på vissa råvaror, däribland energiskatter och skatt på naturgrus. EEA (2008) utvärderar den existerande svenska naturgrusskatten i mer detalj och hänvisar till två utvärderingar av skatten. För det första har Naturvårdsverket (1997) i sin utvärdering kommit fram till att skatten hade en viss påverkan, och att en stor del av skatten fördes vidare från producenter av naturgrus till köpare. Detta motsägs av Sveriges geologiska undersökning (SGU) (2006) som utifrån den senaste tillgängliga statistiken konstaterar att det inte verkar finnas något samband mellan grusskatten och grusproduktionen. SGU noterar dock att detta inte betyder att skatten inte har haft någon påverkan utan enbart att det har varit omöjligt att statistiskt visa en effekt. Det verkar dock som om grus har ersatts med krossat berg, vilket betyder att totalefterfrågan för ballast inte har minskat, efterfrågan har enbart skiftat från en produkt till en annan.

Från sin översikt av litteraturen drar EEA (2008) vidare slutsatsen att de funnit enbart svaga bevis för att grusskatten skulle ha haft den avsedda effekten av att skifta efterfrågan från naturgrus mot krossat berg – det är andra faktorer som har lett till substitution. Således tycker EEA att en grusskatt av sig själv inte räcker till att nå de avsedda miljöeffekterna. Vidare har substitution mot krossat berg ökat energiintensiteten i produktionen. Denna tendens har delvis motsatts av minskade transportsträckor eftersom naturgrus transporteras i genomsnitt längre sträckor än krossat berg. Vidare nämner EEA den vattenskyddande förmågan av grus som en viktig faktor, som man inte har kunnat ta till hänsyn i analyserna. Det verkar vidare som att skatten har haft en positiv effekt på sysselsättningen eftersom utvinning av berg är mer arbetskraftsintensivt än utvinning av grus. Slutligen konstateras det att det förmodligen hade varit mer effektivt att differentiera skatten mellan olika delar av landet. Det har dock bedömts som mer kostsamt att differentiera skatten än inte.

I slutändan är det svårt att göra en helhetsbedömning av skatten, vissa aspekter talar för att den har varit effektiv medan andra talar mot. Ur avfallssynvinkel skulle dock en skatt på all ballast, som den man har i Storbritannien, vara mer effektivt. Skulle en sådan skatt införas måste det dock sättas tillräckligt högt (i Storbritannien är skatten ungefär 20 % av produktionsvärdet medan grusskatten i Sverige utgör enbart ca 12 % av produktionsvärdet). (EEA, 2008.)

Danmark har sedan 1990 en skatt på uttag av råmaterial, bland annat sand, grus, sten, torv, lera och kalksten i kombination med en avfallsskatt i syfte att styra mot återvunnet material. Utvärderingar visar dock att skatterna inte har påverkat råvaruuttaget nämnvärt. Anledningen kan vara att priselasticiteten, liksom relativpriset, för dessa varor är mycket låg men även beroende på att skattesatsen är lågt satt samt att substituerbarheten är liten. Däremot verkar avfallsskatten ha större påverkan på återvinningsbenägenheten. Även Storbritannien har sedan 2002 infört en gemensam skatt som berör bland annat sand, grus och krossad sten. Syftet är i det fallet att komma åt externa kostnader i form av buller, damm och förlust av biodiversitet även om den även syftar till att minska efterfrågan på råvaror och istället öka den på återvunnet material. Intäkterna från skatten växlas mot sänkta arbetsgivaravgifter. Även importen är beskattad i syfte att hindra att importerad råvara används istället för återvunnet material. Ordentliga utvärderingar saknas men det verkar som att skatten fungerar dåligt i syftet att minska de externa effekterna. Hur effekterna på råvaruuttaget ser ut är oklart (Söderholm 2006).

Förslag

Med syftet att minska användningen av jungfruliga råvaror föreslås en skatt på råvaror och material enligt nedanstående. Det skulle höja priset på råvarorna och ge incitament till att återvinna material i högre utsträckning. En annan effekt skulle kunna vara att produktionen och konsumtionen minskar. I Sverige finns för tillfället en naturgrusskatt.

- Det första förslaget berör icke-förnybara material generellt. Eftersom inflöde av icke-förnybara material huvudsakligen kommer genom att de grävs upp ur jorden eller importerats läggs skatten på uppgrävt material och import. Material kan lämna det ekonomiska systemet antingen genom export, eller att det blir avfall, alternativt släpps ut som vatten- eller luftemissioner. Material som lämnar landet genom export föreslås bli skattebefriat. Motiveringen till det är bland annat att skatten bör tas ut där avfallsproblemet uppstår, och om en vara exporteras så är det inte i Sverige. Förslaget innebär att skatten tas ut på det material som grävs upp. Det innebär till exempel att vid brytning av metallmalmer att betydligt större mängder än det som sedan förädlas till metall blir skattebelagt. Även det som så småningom blir gruvavfall blir skattebelagt, vilket stärker skattens koppling till avfallsområdet. Förslaget är att beskatta allt icke-förnybart material som tillförs Sverige genom brytning ur marken eller genom import med 10 kr/ton. Förslaget inkluderar därmed även förädlade produkter innehållande icke-förnybart material. Rena petroleumprodukter beskattas enligt nedanstående förslag.
- Med syftet att minska användningen av fossila råvaror oavsett användning föreslås en utökad beskattning. I dagsläget beskattas villaolja med 3 804 kr/m³ (Regeringen.se). Alla fossila råvaror, inklusive naturgas, föreslås beskattas med samma summa. Plastimport som undgår denna skatt bör därför beskattas med 5 kr/kg. Detta under förutsättning att 0,9 kg olja ger 1 kg plast, densiteten för olja är 0,8 g/cm³ och skatten kan omräknas till 4,755 kr/kg. Plast som exporteras föreslås undgå skatten genom avdrag. Förslaget innebär att petroleumprodukter beskattas med 3 804 kr/m³, förädlade plastprodukter med 5 kr/kg och förädlade men till viss del oljebaserade beskattas enligt förslaget ovan, dvs med materialskatten på 10 kr/ton. Detta förslag har likheter med förslaget om en avfallsförbränningskatt baserat på fossilt kol och bör kanske ej införas samtidigt som det.

3.2.3 Viktsbaserad avfallstaxa

Utformning, erfarenheter samt potentiella för- och nackdelar

Med viktsbaserad taxa får hushållen betala per kg avfall man slänger istället för en fast kärllavgift, vilket är den vanligaste betalningsmetoden idag för insamlingstjänsten. Detta innebär att hushållen får en tydligare ekonomisk återkoppling jämfört med en kärllavgift. Ju större mängder man slänger, desto dyrare blir det. Tanken är då att hushållen ska få tydligare incitament att minska de uppkomna mängderna avfall. En viktsbaserad taxa är relativt enkel att införa men kräver att insamlingsfordonen förses med våg och t ex streckodsavläsare för att registrera vikten för varje kund.

Ekvall (2008) har gjort en genomgång av olika studier i Nederländerna, Sverige och Irland där man utvärderat system med viktsbaserad taxa. Ekvall konstaterar att i flera fall minskade mängden registrerat hushållsavfall (inklusive det som källsorteras) med 40-50% när hushållen fått betala per kg levererat osorterat avfall. En orsak kan vara att avfallsminimering verkligen skett, t ex genom att man inte slängt matrester som fortfarande går att äta och/eller använt återanvändbara förpackningar i större utsträckning. Ekvall bedömer vidare att en delförklaring till de minskade avfallsmängderna är att hemkomposteringen ökar. Detta är i sig inte någon avfallsminimering utan byte av behandlingsteknik (från centraliserade behandlingsanläggningar till individuella komposter). Vidare pekar Ekvall på att användningen av återvinningscentraler ökar, men att det också kan vara så att en del avfall dumpas illegalt t ex i skogen och/eller att folk eldar en del av avfallet i öppna spisar, i tunnor i trädgården etc.

Hage m.fl. (2008) finner bl.a. att kommuner med viktsbaserade avfallstaxor ökar sin insamling av plastförpackningar med ca 350 gram per invånare jämfört med kommuner där avfallstaxan inte beror på vikten på avfall. Vidare bidrar ett system där soporna hämtas från trottoarkanten (curbside collection) med 500 gram mer insamlade plastförpackningar per invånare jämfört med kommuner utan ett sådant system. Dessa effekter är signifikanta med tanke på att en genomsnittlig svensk kommun år 2005 samlade in ca 2 kg plastförpackningar per invånare. Vidare indikerar de att människorna svarar på ekonomiska incitament inom avfallsområdet

Det finns även volyms- och frekvensbaserad taxa. Man betalar då efter vilken behållarstorlek man har och hur ofta avfallet hämtas. Dessa system kan eventuellt ge liknande effekter som viktsbaserad taxa.

Erfarenheter

I dagsläget finns viktsbaserad taxa i ett 20-tal svenska kommuner. Både Dahlén och Lagerkvist (2008) och Avfall Sverige (2007) har gjort sammanställningar som kan användas som grund för att konstruera en viktsbaserad taxa. I analysen av miljönyttan med styrmedlet måste man ta ställning till hur stor del av de minskade kärll- och säckavfallsmängderna som utgörs av verkligen förebyggt avfall och hur stor del som styrt över till annan behandling, t ex materialåtervinning och hemkompostering. Tidigare referenser ger inga entydiga resultat. Dahlén och Lagerkvist (2008) observerar att kärll- och säckavfallsmängderna ligger ca 20 % lägre än motsvarande mängder i kommuner med volymbaserad taxa. Man finner inget empiriskt stöd för att dessa mängder skulle ha gått över till materialåtervinning men man kan heller inte avgöra om avfallsmängderna verkligen förebyggts eller tagits om hand på något annat sätt.

Förslag

Vårt förslag är att man använder nedanstående ekvation där vi utnyttjat de medelvärden som Dahlén och Lagerkvist beräknat och som gäller kostnadsläget år 2007. Observera att taxan gäller för villahushåll (det finns inget dataunderlag för flerbostadshus) och inkluderar moms:

Viktsbaserad taxa för villahushåll (inkl moms): 850 SEK (fast del) + 2.12 SEK/kg avfall

Som jämförelse kan nämnas att Avfall Sverige (2007) anger att ett svenskt villahushåll i genomsnitt betalar 1 940 kronor per år (alla uppgifter är inklusive moms och avser år 2007) för sitt hushållsavfall. Enligt samma källa genererar ett villahushåll typiskt 500 kg kärl- och säckavfall.

Förslaget utgår från att man räknar med att 20 % av de insamlade mängderna blandat avfall reduceras när man inför viktsbaserad taxa. För miljöanalysen bör man titta på tre alternativ som täcker in ett möjligt utfallsrum:

1. Hela reduktionen motsvaras av förebyggt avfall. Det förebyggda avfallet har samma sammansättning som den modellering man gör av villahushållens blandade kärl- och säckavfall.
2. En lika stor mängd avfall som förebyggs i alternativ 1 sorteras ut för ökad hemkompostering och för ökad materialåtervinning. Den ökade utsorteringen fördelas på de avfallsslag som går att hemkompostera (matavfall och liknande) respektive sortera ut till materialåtervinning (förpackningar, tidningar etc.).
3. En lika stor mängd avfall som förebyggs i alternativ 1 sorteras ut för ”illegal hantering”. Den ökade utsorteringen kan exempelvis fördelas på brännbara fraktioner (vilka förbränns i egna pannor och spisar) och på mat- och trädgårdsavfall (som dumpas i skog).

3.2.4 Miljödifferentialiserad avfallstaxa

Utformning

Detta styrmedel är nära besläktad med *Viktsbaserad avfallstaxa* samt *Avfallsskatt* (se avsnitt 3.2.3 resp 26 i bilaga 2). Med miljödifferentialiserad avfallstaxa vill man få en tydligare koppling mellan hushållens avfallsmängder och den miljöpåverkan som behandlingen har. Genom att prissätta de emissioner som sker vid behandlingen kan man beräkna en miljökostnad för olika typer av behandling. Denna miljökostnad får sedan utgöra en del av den avfallstaxa som hushållet betalar. För att få en styreffekt krävs att man även erbjuder hushållen möjligheter att få ned sin avfallstaxa. Ett exempel kan vara att införa sortering i flera fraktioner där utsortering av homogena och mer lättbehandlade fraktioner premieras (givet att miljöpåverkan och därmed miljökostnaden sjunker).

En svårighet med denna typ av taxa är att prissätta olika emissioner. I dagsläget prissätter samhället vissa emissioner genom olika skatter (t ex CO₂) och avgifter (t ex NO_x). Men varje behandlingsform ger upphov till en mängd andra emissioner som inte är prissatta. Studier som gjorts för beräkning av miljökostnader av olika emissioner visar dessutom en stor spridning.

Vidare kan det rent ekonomiskt vara svårt att få systemet att gå runt. Även om miljökostnaderna är lägre för vissa behandlingsmetoder kan de företagsekonomiska kostnaderna vara höga. Det krävs då någon form av ytterligare finansiering för att få systemet att fungera, t ex genom att taxan för de miljömässigt sämre metoderna höjs i större grad än

vad som är motiverat utifrån en miljökostnadsberäkning. Den extra höjningen kan då användas för att finansiera den miljömässigt bättre behandlingen.

Erfarenheter

Vi har hittills inte identifierat några studier som tar upp denna typ av avfallstaxesättning. Däremot kan man konstatera att denna typ av styrmedel finns ”indirekt” i flera svenska kommuner. Detta gäller t.ex. då man vill stimulera till ökad utsortering av matavfall för biologisk behandling. Man får då en lägre renhållningstaxa än om bara lämnar blandat avfall. Så vitt vi vet ligger inga miljökostnadsberäkningar till grund för differentieringen. Däremot grundas taxesättningen på vad man bedömer är att föredra ur miljösynpunkt.

Potentiella för- och nackdelar-

-
- svårt prissätta olika emissioner
 - möjligen kan de företagsekonomiska kostnaderna vara högre än miljönyttan vilket kräver någon form av finansiell justering
-

Förslag

Den stora utmaningen ligger i att utforma den miljödifferenterade avfallstaxan så att den på ett korrekt sätt speglar de miljökostnader som olika typer av behandling innebär. Som nämns ovan är det bara ett fåtal av emissionerna som idag är prissatta i den svenska skattelagstiftningen. För att hantera övriga emissioner hänvisas man då till forskningslitteraturen som uppvisar en stor spridning. Ett alternativ skulle kunna vara att utnyttja de avgiftsnivåer som verkligen används i Norge för avfallsförbränning. Här har man prissatt 15 olika luftemissioner varav 12 idag inte prissatts i Sverige. T ex är utsläppsavgiften 2 676 300 NOK/gram dioxin och 10,59 NOK/gram nickel under år 2009¹.

Ett enklare förslag som diskuterats inom projektgruppen för delprojekt 1 är att utveckla de differentierade avfallstaxor som idag finns till att även styra mot utsortering till materialåtervinning. Man bör betona att det inte finns några data att utgå ifrån kring detta varför nedanstående resonemang och förslag är baserade på grova antaganden.

I en del av kommunerna styr man med avfallstaxan så att utsortering av käril- och säckavfallet i två fraktioner (matavfall respektive brännbart) blir billigare än att lämna osorterat avfall. Man gör detta trots att de rent företagsekonomiska kostnaderna i många fall kan vara högre för att hantera de första fraktionerna separat jämfört med att hantera osorterat avfall. Enligt Avfall Sverige (2008) kan kommunerna göra så här med hänvisning till lokala miljöambitioner. Det centrala är att de totala intäkterna för avfallstaxan inte övergår de totala kostnader, dvs kommunen ska täcka sina kostnader men inte generera någon vinst med avfallstaxan. Därmed kan man generera ett överskott med taxan på osorterat avfall som används för att täcka kostnaderna för hanteringen av matavfall och brännbart avfall.

Ett problem med återvinningsmaterial är ju att det formellt är producenterna som har ansvar för merparten av detta. I verkligheten behöver man sannolikt utverka någon slags

¹ För mer information, se http://www.avfallnorge.no/avfall_norge_site/forside/avgiftsendringer_i_statsbudsjettet_for_2009

ersättningsmodell mellan kommuner och producenter. I detta steg väljer vi dock att bortse från denna komplikation och hanterar det återvinningsmaterial som finns i kärl- och säckavfallet på samma sätt som övrigt restavfall, d.v.s. vi antar att kommunerna kan differentiera avfallstaxan även för detta.

Vi tänker oss att hushållen har att välja på att lämna osorterat avfall eller sortera i tre fraktioner: matavfall, återvinningsmaterial och brännbart. Återvinningsmaterialet kan efter insamling gå till någon form av central sortering och därefter skickas de utsorterade materialen till materialåtervinning. Alternativt kan man tänka sig en ökad insamling till materialåtervinning genom användning ett sopkärl med flera fack för olika återvinningsmaterial. Detta torde underlätta det efterföljande sorteringsarbetet. Ett grovt antagande är att hushållen sorterar ut hälften av det producentsansvarsmaterial som idag återstår i kärl- och säckavfallet.

Enligt de exempel som Avfall Sverige (2008) ställer upp ligger reduktionen i avfallstaxan normalt kring 30-45 % för de hushåll som väljer sortering i två fraktioner. I deras exempel för ett villahushåll är taxan 1575 kr/år om man sorterar i två kärl och 2715 kr/år om man lämnar osorterat avfall. I exemplet räknar man med att 80 % av hushållen väljer att sortera i två kärl och 20 % väljer att lämna osorterat avfall.

För att stimulera till ytterligare utsortering (i tre fraktioner) bör man sannolikt införa något större reduktion av avfallstaxan. Här antas grovt att en reduktion på 50 % är nödvändig. Om man som i Avfall Sveriges exempel antar att 80 % väljer att lämna i tre fraktioner och 20 % lämnar osorterat innebär taxorna 1515 kr/år respektive 2955 kr/år att man får samma intäkter som i Avfall Sveriges exempel.

3.2.5 Krav på arbete med avfallsminimering inom företag

Bakgrund

Myndigheterna kan ställa krav på företag att arbeta med avfallsminimering på flera olika sätt. Fördelen med att ställa krav är att det blir tydligt vad som skall uppnås. Kombinerar kraven dessutom med kostsamma sanktioner om kraven inte uppnås, så finns en ekonomisk drivkraft för företagen att nå dem. Samtidigt finns det en risk att alltför hårda krav innebär en tydlig konkurrensnackdel gentemot produktionen i andra länder. Det är också en risk att småföretag missgynnas om de inte har ekonomiska resurser för större produktionsförändringar som minskar avfallet. Direkta krav på generering av avfallsmängder kan slå fel. Man bör ha en helhetssyn på sådana styrmedel. Ett direkt krav på exempelvis hur mycket slagg ett företag får generera, kan leda till att man begränsar produktionsvolymen för ett företag, vilket kan ge icke önskvärda ekonomiska konsekvenser. Nedan följer ett antal olika beskrivningar av hur krav på arbete med avfallsminimering inom företag kan se ut.

Miljö tillstånd

En möjlighet är att krav på successivt minskande avfallsmängder skrivs in i miljö tillstånd för nya anläggningar. Detta görs till stor del redan i dag, men kraven behöver förtydligas. Rent juridiskt är detta ganska lätt att genomföra och att följa upp. Resultatet av avfallsminimeringsarbetet följs upp i de årliga miljörapporterna, åtminstone för de företag som är skyldiga att göra miljörapport. Man inriktar sig då på det avfall som faller vid produktionen, vilket kan vara lämpligt om stora och/eller starkt miljöpåverkande avfallsmängder faller i produktionskedet, men man missar det avfall som produkterna senare ger upphov till. Det är viktigt att ett sådant krav på avfallsminimering inte hämmar företagets utveckling. Eftersom en ökad produktion leder till ökade avfallsmängder bör avfallsminimeringskraven relateras till produktionen och inte till absoluta tal.

Krav på produkter och förpackningar

Ett alternativ är att man utformar styrmedel som mer inriktar sig mot produkterna och/eller produkternas förpackningar. Företagen måste då redan i designskedet överväga åtgärder som minskar materialmängden i produkter/förpackningar och/eller produktens farlighet när den tjänat ut sin livslängd och övergår till att bli ett avfall. Denna typ av krav är mer lämpligt när en större del av produktens miljöpåverkan antingen ligger i de råvaror som behövs för dess produktion eller i hanteringen av produkten som avfall. Enligt kemikalielagstiftningen ställs idag krav på produkters innehåll av farliga ämnen. I förpackningsförordningen § 1 anges att syftet med förordningen bl.a. är:

- *"förpackningar skall framställas på ett sådant sätt att deras volym och vikt begränsas till den nivå som krävs för att upprätthålla en god säkerhets och hygiennivå".*

För övrigt finns i den svenska lagstiftningen få exempel på krav på utformning av produkter och förpackningar med avseende på avfallshanteringen. Det så kallade EuP-direktivet skulle kanske kunna utvecklas så att även avfallsaspekter hanteras.

Krav att företag ska ta fram avfallsplaner

En avfallsplan beskriver vanligtvis en nulägesbeskrivning samt ger direktiv för hur avfallshanteringen ska ändras i framtiden. En avfallsplan kan antingen vara ett eget dokument eller ingå som en del i en heltäckande miljöplan för företaget, t.ex. i miljöledningssystem som EMAS och ISO 14000. I avfallsplanen tas alla aspekter med som berörs av avfallshanteringen, t.ex. policyfrågor, organisation, teknik, ekonomi, m.m.

Arbetsgången vid avfallsplaneringen i ett företag kan beskrivas enligt (Sundqvist, 1997):

1. Formulera **övergripande mål** för företagets avfalls- och restprodukthantering. Målet bör ange vad man vill uppnå med den förändrade avfallshanteringen.
2. Fastställ **organisation** för avfallsplaneringsarbetet. Ansvar, befogenheter och tilldelade resurser för olika aktörer i företaget. Någon ska ha det övergripande ansvaret för avfallsplaneringen.
3. **Inventera** olika avfalls och restprodukters mängder, sammansättning, nuvarande hantering och kostnader, samt vad som påverkar uppkomst, sammansättning och kostnader. Inventeringen bör ske i ett helhetsperspektiv, man följer avfallens och restprodukternas hantering från uppkomsten och tills det har skickats iväg till någon återvinnings-, behandlings- eller deponeringsanläggning.
4. Formulera ett **åtgärdsprogram** med konkreta, uppföljningsbara mål för framtiden.
5. **Följ upp**, utvärdera och revidera åtgärdsprogrammet kontinuerligt (t.ex. årligen). Genom att följa hur arbetet med åtgärdsprogrammet fortskrider kan resultatet av åtgärderna

kontrolleras, arbetet styras och förbättras. Har man kommit på fel kurs kan kursen korrigeras.

Som styrmedel skulle kravet på industriell avfallsplan kunna baseras på ett tillägg i avfallsförordningen. Kravet skulle kunna gälla företag över en viss storlek, eller som har avfallsmängder som överstiger vissa givna gränser (t.ex. mer än 200 ton per år). Kraven i avfallsförordningen skulle då kunna vara att företaget ska redovisa en avfallsplan som beskriver hur avfallsminimering och återvinning ska ökas i framtiden. Detta skulle kunna följas upp genom miljörapporter för de anläggningar som lämnar miljörapport, och att övriga anläggningar redovisar uppföljningen i sina anteckningar enligt avfallsförordningen.

Krav på miljöcertifiering

Miljöledningssystem syftar till att strukturera en organisations miljöarbete så att det blir så systematiskt och effektivt som möjligt. Miljöledningssystemen används i stort sett alltid på frivillig basis och kan därmed ses som en viktig komplettering till mer styrande verktyg som t.ex. lagstiftning etc.

Genom att certifiera sig enligt kraven i standardiserade miljöledningssystem (som t ex ISO14001 och EMAS) kan företagen visa att man uppfyller specifika uppsatta krav. Det finns fyra huvudsteg i ett miljöledningssystem: (1) Planera verksamheten utifrån nuvarande situation, (2) utveckla strategier, mål och processer och implementera dessa (3) kontrollera så att arbetet går enligt plan samt (4) agera så att organisationen kontinuerligt förbättrar sin miljöprestanda, d.v.s. minska miljöpåverkan (jmf Ammenberg 2004). En av de viktigaste delarna i arbetet med miljöledningssystemet kretsar kring de miljöaspekter som i de första stegen identifierats som signifikanta. Utifrån denna identifiering skapas sedan mål för verksamheten. Här kan mål för avfallshantering och kemikalieanvändning bli aktuella att implementera i verksamheten. Detta förutsätter dock att relaterade aspekter som kemikalie- och resursanvändning har identifierats som signifikanta.

Krav på avfallsredovisning i miljörapporten

Det finns idag i den senaste miljörapportföreskriften (NFS 2006:9) enligt 4 § punkt 14 en anvisning att miljörapportens textdel ska innehålla en redovisning av "de betydande åtgärder som genomförts under året för att minska volymen avfall från verksamheten och avfallens miljöfarlighet". Vidare ska man i emissionsdeklarationen redovisa total mängd ivägsänt till återvinning och bortskaffande av icke-farligt och farligt avfall när mängderna är över vissa tröskelvärden. I övrigt finns i föreskriften inga direkta krav att redovisa avfallsmängder.

Tilläggas bör att hänsynsreglerna i miljöbalken ger en grund för att ställa krav på att avfallshanteringen ska redovisas.

Erfarenheter

Producentansvar för olika produkter är vanligt förekommande i Europa, vilket minskar risken för "flytt effekter" mellan europeiska länder. I den svenska lagstiftningen är kommunen ansvarig för tillsynen av producentansvaret, men i praktiken görs ingen uppföljning av om företag verkligen begränsar förpackningarnas volym och vikt (enligt § 1 i förpackningsförordningen).

Många företag har i praktiken gjort en avfallsplan i samband med införande av miljöledningssystem. Avfallsplaner görs också ofta i samband med att man planerar och utvecklar sin

källsortering. Ofta görs en slags avfallsplan i också i samband med tillståndsansökan. Själva avfallsplaneringen torde därför inte innebära särskilt mycket nytt för de flesta företag.

Vi har inte hittat något material om obligatoriska industriella avfallsplaner som enskild företeelse.

Studier av erfarenheter från arbete med miljöledningssystem visar att det inte alltid är så att en miljöcertifiering leder till minskad resursanvändning eller ens minskad miljöpåverkan. Enstaka fall visar positiva resultat men långt ifrån alla (jmf Ammenberg, 2003 samt Freimann och Schwedes, 2000).

Ur ett mer generellt perspektiv menar Ammenberg (2004) att ett miljöledningssystem och/eller en miljöcertifiering av ett företag eller en organisation inte behöver betyda att miljöpåverkan automatiskt är låg. Eftersom kraven i de olika standarderna är relativt oprecisa (ISO, 1996 and EC, 2001) kan de tillämpas på många olika sätt. Vad en miljöcertifiering av ett företag innebär, beror därför ofta på företagets eller organisationens ambitionsnivå. På liknande sätt beror styrmedlets verkan på avfallshierarkin på företagets ambitioner vad gäller avfall och materialanvändning.

Potentiella för- och nackdelar

- | | |
|---|---------------------------------------------------------------------------------------|
| + | företagen tvingas tänka igenom och planera för ökad minimering och återvinning |
| - | obligatoriska avfallsplaner kräver en lagändring |
| - | ökat arbete för tillsynsmyndigheten |
| - | ökat arbete för företagen, om de inte redan har miljöledningssystem eller avfallsplan |

Förslag

För krav på avfallsplaner och avfallsredovisning finns två alternativ. Endast ett av alternativen bör väljas.

1. I exempelvis avfallsförordningen görs ett tillägg att företag/anläggningar som alstrar mer än t.ex. 2000 ton icke-farligt avfall eller 2 ton farligt avfall per år ska upprätta en avfallsplan som innehåller beskrivning av nuvarande mängder och hantering samt en plan för hur minimering och återvinning ska ökas. Valen av gränserna 2000 ton icke-farligt avfall och 2 ton farligt avfall hänger samman med kraven i miljörapportföreskriftens § 5. Avfallsplanen ska biläggas miljörapporten. Avfallsplanen förutsätts uppdateras vart femte år.
eller
2. I Miljöbalken eller i Förordningen om miljöfarlig verksamhet och miljöskydd förtydligas att olika åtgärder för avfallsminimering ska beskrivas i ansökan. När det sedan skrivs in i miljötillståndet ska verksamhetsutövaren årligen följa upp arbetet i miljörapporten. Alternativt kan i Naturvårdsverkets miljörapportföreskrift förtydligas att företaget ska redovisa uppkommet avfall och hur det hanteras, samt vilka betydande åtgärder som genomförts under året för att minska mängden avfall från verksamheten och avfallets miljöfarlighet.

3.2.6 "Reklam ja tack"

Utformning

Idag undviker en del av hushållen direktreklam genom att sätta upp lappar såsom "Ingen reklam tack!". Utgångspunkten är då att alla får reklam i brevlådan utom de som tackar nej. Ett alternativ skulle kunna vara att göra tvärtom, dvs att utgångspunkten är att ingen får reklam och att endast de som sätter upp lappar med texten "Reklam ja tack" får reklam. Potentiellt skulle detta kunna leda till att betydligt mindre direktreklam delas ut vilket i sin tur innebär reducerade mängder pappersavfall och reducerad miljöpåverkan från produktion av direktreklamen.

I en österrikisk studie (Salhofer et al 2008) har man gjort en teoretisk beräkning kring hur mycket avfallsmängderna skulle kunna minska om ett sådant system skulle införas. En nackdel med styrmedlet är att det sannolikt kommer väcka stora protester från reklamindustrin och distributörer men även från de företag som vill nå ut med sin marknadsföring av produkter via direktreklam. Salhofer et al (2008) pekar också på att en viss del av allmänheten skaffar sig information om de produkter de funderar på att köpa via direktreklam och att denna del av allmänheten kan förväntas vara negativa till en omläggning. Man kan även fundera på påverkan på samhällsekonomin i övrigt. Här saknas för närvarande fakta rörande direktreklamens betydelse för samhällsekonomin och vad det skulle innebära om direktreklamen reducerades i relativ stor omfattning. Innebär detta t ex att företag hittar andra vägar (t ex mer Internet-reklam) för att nå sina potentiella kunder?

Erfarenheter

I Norge har politikerna i flera stora städer (bl a Oslo, Bergen och Trondheim) under våren 2008 beslutat om att införa "Reklam ja tack" som huvudprincip vid direktreklam. Det kräver dock en omläggning av marknadsföringslagen på nationell nivå vilket är under utredning (Norges Naturvernforbund 2008).

Baserat på nedanstående data kan man översätta styrmedlet till olika tänkbara nivåer på mängden förebyggt pappersavfall. Miljönyttan av detta kan sedan bedömas i andra delprojekt inom programmet. Även påverkan på avfallshanteringens kostnader kan bedömas.

Den österrikiska studien (Salhofer et al, 2008) uppskattar att den totala mängden reklampapper till hushåll uppgår till ca 28 kg/capita, år. I denna siffra ingår oadresserad direktreklam, adresserad direktreklam, bilagor i tidningar och tidskrifter och reklambilagor i räkningar. Som jämförelse kan nämnas att Göteborgs-Posten (Gustafsson 2007) gjorde en mycket enkel studie där man samlade och vägde motsvarande fraktioner som kom till en lägenhet i Göteborg under ett år. I Göteborgs-Postens studie ingick även en liten del annat material än papper, t ex en kaffepåse och en CD-skiva som kom med reklamen. Den totala mängden uppgick i Göteborgs-Postens studie till drygt 50 kg vilket med ett antagande om att det bor i genomsnitt 1,6 personer/flerbostadshushåll i Sverige (Göransson 2009) motsvarar en mängd på 32 kg/capita, år. Detta innebär dock en viss överskattning av de totala mängderna i Sverige eftersom Göteborgs-Posten (med källhänvisning till Posten och Sveriges annonsörer) anger att 19 % av de svenska hushållen har Reklam nej tack-skyltar på dörren eller brevlådan, dvs dessa hushåll bör åtminstone inte få den oadresserade direktreklamen. När det enbart gäller oadresserad direktreklam (ODR) och adresserad direktreklam (ADR) anger Kasberg (2008) följande i en debattartikel i tidningen Resumé:

"Totalt skickades det ut 3,67 miljarder enheter med oadresserad direktreklam, ODR, och

900 miljoner adresserad direktreklam, ADR, 2006. Snittvikten för ODR var 36 gram och 57 gram för ADR. Detta skapar en total direktreklamproduktion på 0,18 miljoner ton.”

Detta motsvarar:

- 15 kg ODR/person, år
- 5,7 kg ADR/person, år

Sahlhofer et al bedömer på grundval av den österrikiska fallstudien att mängden ODR realistiskt kan minska runt 40 % vid en övergång till ”Reklam ja tack”. Samtidigt menar den norska kampanjen Neitakk.no (se <http://www.neitakk.no/>) att undersökningar i Norge tyder på att runt 70-80 % av befolkningen inte önskar motta ODR, vilket skulle kunna ses som en övre nivå för vad man kan uppnå.

Potentiella för- och nackdelar

-
- väcker förmodligen protester från reklamindustrin och företag som önskar marknadsföra sig
 - viss andel av allmänheten skaffar sig information via direktreklam och kan förväntas vara negativt inställda
-

Förslag

För att utvärdera den möjliga potentialen för detta styrmedel antar vi i denna studie att införandet av ”Reklam ja tack” innebär en 80 % -ig minskning av mängden ODR i Sverige, dvs en minskning med 12 kg/person, år räknat i de nuvarande mängderna. Allt detta modelleras som förebyggt pappersavfall, vilket innebär att mängderna papper i hushållens kärl- och säckavfall före utsortering till materialåtervinning minskar med motsvarande mängd.

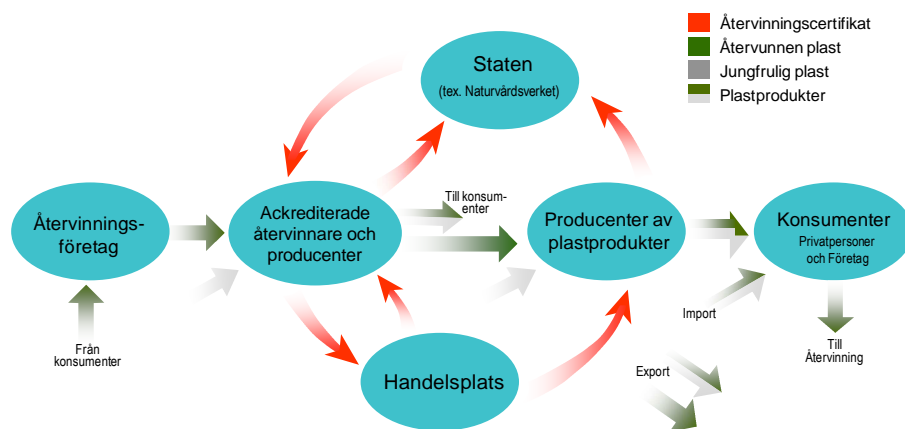
3.2.7 Återvinningscertifikat

Utformning

Certifikatsystem är en relativt ny typ av styrmedel som vuxit fram de senaste tio åren. Styrmedlet är både ett ekonomiskt styrmedel som ska ge ekonomiska incitament till förändring och ett direkt reglerande styrmedel som låter staten sätta upp övergripande kravnivåer. Konkurrens och kostnadseffektivitet uppnås genom att man skapar en handel med sk certifikat. I Sverige har vi ett certifikatsystem för styrning mot ökad elproduktion från förnybara energikällor. Detta system beskrivs utförligare under avsnittet El-certifikat. Gemensamt för alla certifikatsystem är att de som producerar den nyttighet som man eftersträvar (förnyelsebar el, produkter baserade på återvunnet material, mm) tilldelas gratis av staten en viss mängd certifikat som står i proportion till produktionen av nyttigheter, t ex ett certifikat för varje MWh förnyelsebar el som produceras (el-certifikatsystemet). På konsumenterna läggs sedan krav på att man årligen redovisar en viss mängd certifikat som står i proportion till den mängd man konsumerar av varan. Certifikaten köps och säljs på en marknad och ger de som tilldelas certifikat intäkter som är tänkt att täcka deras merkostnad för att producera nyttigheten.

Det är svårt att enkelt och kortfattat beskriva hur dessa system fungerar och hur de kan användas för styrning inom avfallsområdet och vi har därför valt att här lite närmare illustrera

ett system för återvinningscertifikat för plast. Detta förslag till styrmedel skissades fram av Profu på uppdrag av Återvinningsindustrierna till arbetet inom BRAS-utredningen (utredningen kring förbränningskatt, SOU 2005:23).



Figur 1: Återvinningscertifikat för plast - Sammanfattande flödesschema för idéskissen (Återvinningscertifikat för plast – en idéskiss, 2004-03-04 Profu)

Erfarenheter

I Sverige har certifikatsystemet används för att styra mot ökad produktion av förnyelsebar el (elcertifikatsystemet) men det finns flera andra exempel på fungerande certifikatsystem i världen. I Sverige finns det dock diskussioner och utredningar om nya certifikatsystem till exempel värmecertifikat, battericertifikat, drivmedelscertifikat och vita certifikat (energibesparingar). Ett system som ligger närmre avfallsbranschen är det brittiska återvinningsssystemet för förpackningar, PRN-systemet (Packaging Recycling Notes). Certifikatsystemen är som styrmedel eleganta men komplicerade. Problem och kritik har kommit fram och justeringar har i flera fall behövts göras.

Potentiella för- och nackdelar

- + Certifikatsystem är marknadsbaserade system som ger de aktörer som är delaktiga en möjlighet att hitta kostnadseffektiva lösningar.
- + Staten behöver inte lägga sig i hur och var materialet återvinns utan delegerar enbart ner ett återvinningsmål.
- + Staten kan efterhand styra utvecklingen på marknaden med kvotplikten (kravnivån för återvinningen).
- +/- Systemet kan utnyttjas för att utvidga insamlingen i dagens producentansvar för förpackningar till insamling i materialströmmar. Systemet ersätter det regelsystem som finns för dagens producentansvar men kan ändå utnyttja delar från producentansvaret, både tekniskt i form av insamlingsystem men även från de driftserfarenheter som samlats in.
- +/- Systemet kan eventuellt medföra höga administrativa kostnader både för staten och för de företag som är involverade. Denna kritik har riktats mot elcertifikatsystemet. Detta system har dock bara varit i drift i några år vilket inte räcker för att dra någon slutsats om de administrativa kostnaderna på sikt. Dessutom kan certifikatsystemet ersätta det nuvarande producentansvaret varför det är oklart om detta medför högre eller lägre kostnader.

-
- Flera av fördelarna har redan uppnåtts genom producentansvaret (övergripande nationella mål med marknadsbaserade lösningar).
 - Systemet kan upplevas som komplicerat och otydligt jämfört med många andra styrmedel.
 - För import och export av material/produkter kan det behövas ytterligare funktioner i certifikatsystemet som reglerar den snedvridna konkurrenssituation som eventuellt uppstår gentemot andra länder.
 - I jämförelse med fasta produktionsstöd eller investeringsstöd (där anläggningsägaren hela tiden vet hur stort stödet är) innebär certifikatsystemet en osäkerhet då marknadspriset för certifikaten kan variera kraftigt. Exempelvis har det månadsvisa medelpriset för elcertifikaten under det senaste året har varierat mellan 200 och 320 kr/MWh.
-

Förslag

Hela denna skiss till återvinningscertifikat är ett förslag till hur ett certifikatsystem för materialåtervinning kan utformas. I förslaget har plast använts som exempel och det kan vara rimligt att börja med just plast om man vill testa systemet innan man även låter certifikatsystemet omfatta även andra material. Det finns påtagliga klimatvinster att hämta vid en ökad återvinning av plast och här finns det en hel del som kan göras för att öka både kvalitet och kvantitet. Man kan självklart välja andra material och ett som har nämnts ibland är aluminium eftersom miljövinster är stora för återvinningen av aluminium.

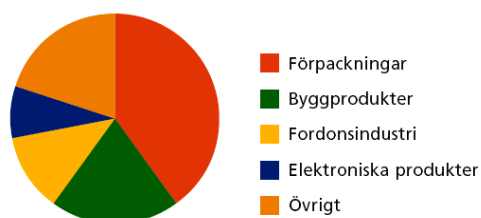
Eftersom certifikatsystemet har många likheter med nuvarande producentansvar så är det även rimligt att anta att certifikatsystemet helt tar över producentansvaret för respektive material. Om man gör detta för plast kommer man att styra mot enbart materialåtervinning och den andel plast som energiåtervinns och som man kan tillgodoräkna sig i återvinningsmålen för producentansvaret struntar man i. Detta har kanske ingen större betydelse för Sverige eftersom det är rätt uppenbart att den plast som inte materialåtervinns kommer att energiåtervinnas i någon av våra avfallsförbränningsanläggningar.

Certifikatsystemet är ett styrmedel som till skillnad från många andra är svårt att kortfattat konkretisera eller kvantifiera. Det som styr själva certifikatsystemet är den **kvotplikt** som fastställs av staten. Dvs den mängd certifikat som årligen måste redovisas av i det här fallet producenterna av plastprodukter. Här kan det vara lämpligt att börja med att använda samma mål som producentansvaret. Målet för plastförpackningar är 70 procent återvinning, dock minst 30 procent materialutnyttjande. År 2008 omsattes 165 000 ton plastförpackningar på marknaden. Av dessa återvanns 60 % varav 29,5% som energi och 30,5% som material. Om detta certifikatsystem ska bidra med någon form av förbättring till dagens system så kan man till exempel låta systemet omfatta all plast och inte enbart förpackningar samt skärpa materialåtervinningsnivån. Genom att alla plastproduktproducenter innefattas i systemet kommer höga kvalitetskrav att ställas på den återvunna plasten och inte som idag där en stor andel av plasten (framförallt hushållens plast) resulterar i plastmaterial med avsevärt sämre tekniska egenskaper. Kvotplikten ska börja på en relativt enkel nivå och årligen höjas i en lämplig takt. Hur stor nivån bör vara inledningsvis är svårt att uppskatta utan mer omfattande studier.

Ett viktigt instrument i detta styrmedel är även **sanktionsavgiften**. Det vill säga den avgift man måste betala om man vid den årliga uppföljningen inte kan redovisa tillräckligt antal certifikat i förhållande till den producerade mängden plastprodukter. En låg avgift ger spelrum för producenter som har svårt att återvinna att istället välja en sanktionsavgift. Vid införandet

av elcertifikatsystemet använde man inledningsvis låga sanktionsavgifter. I det tidigare styrmedlet om råvaruskatt föreslogs en skatt för plast motsvarande skatten för eol (eldningsolja 1) som idag är 3804 kr/m³. En sanktionsavgift kan till exempel inledningsvis läggas på samma nivå. Plast har normalt densiteten 950–1400 kg/m³ (homogent) vilket då resulterar i en avgift på ca 4000 kr/ton plast. Därefter bör sanktionsavgiften successivt höjas så att endast ingen eller endast ett fåtal väljer denna väg istället för att handla med certifikat.

Själva certifikatpriset för plast bestäms av marknaden och är en funktion av hanterings- och produktionskostnad samt kvotplikt och sanktionsavgift. Det är därför mycket svårt att innan systemet införs bedöma vilket certifikatpris som vi kan tänkas få. Som ett räkneexempel föreslår vi att man utgår från en approximativ kostnad för plaståtervinningen. Denna skiljer sig åt mycket beroende på typ av plast och renhetsgrad. Men i enlighet de skattningar på återvinningskostnader som genomförs i BRAS-utredningen (SOU 2005:23) har vi valt att lägga certifikatpriset på 2000 kr/certifikat som ett genomsnittligt pris för olika plastsorter. Varje certifikat motsvarar här 1 ton återvunnen plast. Men återigen vill vi betona att detta värde är att betrakta mer som ett räkneexempel än som ett prognostiserat certifikatpris. Vi har här tänkt oss som räkneexempel att man inför en kvotplikt på 20 % materialåtervunnen plast att detta i sin tur genererar ovanstående certifikatpris. Initialt de första åren bör man troligen använda lägre kvotplikter för att ge en smidig övergång från dagens insamlingsnivåer. Eftersom systemet omfattar all plast och inte enbart förpackningar ges avsevärt mycket större återvinning än vad dagens producentansvar ger.



Figur 2: Fördelningen av använd plast på olika marknader i Sverige (Plaster i det uthålliga samhället, Plastinformationsrådet 2000)

I Sverige använder vi ca 100 kg/plast per person och år. Detta medför att den totala plastkonsumtionen i Sverige är ca 1 Mton/år. Den totala återvinningen med en kvotplikt på 20 % kommer därmed att bli runt 200 000 ton plast och år. Producentansvaret för plastförpackningar resulterade år 2008 i en materialåtervinning på 50 400 ton.

Här får man komma ihåg att återvinningen mycket väl kan ske i andra länder än Sverige. För all importerad plast måste man ställa speciella krav så att dessa plastprodukter likställs svenskproducerade plastprodukter både ekonomiskt och ur återvinningssynpunkt. En möjlighet är att avgiftsbelägga all importerad plast som inte är återvunnen plast med en avgift.

3.2.7 Utvecklade insamlingssystem, t.ex. fastighetsnära insamling, insamling av materialfraktioner, m.m.

Bakgrund

Dagens insamlingssystem bygger på återvinningscentraler, återvinningsstationer och miljöstationer, vilket innebär att konsumenterna är tvungna att ta sig till rätt plats med rätt avfall. Många människor upplever ibland detta som jobbigt, både att behöva ta sig med

avfallet till återvinningscentralen, återvinningsstationen eller miljöstationen, och att olika material ska lämnas på olika ställen.

Ett mer utvecklat insamlingssystem förutsätts här innebära både att insamlingen kommer närmare konsumenterna, t.ex. fastighetsnära insamling, och att det blir lättare att källsortera, t.ex. sortering i materialströmmar.

För att få ett bra insamlingsresultat (både kvalitet och kvantitet) krävs att insamlingssystemet är accepterat av användarna (hushållen) (d.v.s. att så många som möjligt sorterar) och att dessa följer de anvisningar som ges. Ett dåligt insamlingssystem kan leda till hög felsorteringsgrad och/eller låg insamlingsgrad. Det är även andra aspekter som avgör om insamlingssystemet är lyckat. Ekonomin är en sådan aspekt. En fastighetsnära insamling ökar tillgängligheten för konsumenterna men kommer att innebära ökade kostnader. Eventuellt måste andra insamlingsfordon väljas, flerfamiljshus byggas om, andra kärl införskaffas, insamlingsfrekvensen ändras, etc. Samtidigt kan man få bättre kvalitet på och större mängd av det källsorterade materialet.

Erfarenheter

Erfarenheter från platser där man haft fastighetsnära insamling visar att man ofta får större utbyte, men ofta även mer föroreningar. Den information som ges i samband med införandet av fastighetsnära hämtning har stort inflytande på både utbyte och renhet. Fastighetsnära insamling leder normalt till högre kostnader, och att transportarbetet för insamlingen ökar, men att hushållens eventuella egna transporter av avfall minskar.

Hushåll med fastighetsnära insamling källsorterar mer papper, glas och metall än andra hushåll (Hage m.fl. 2008a). En annan studie (Hage m.fl., 2008b) visar att insamlingen per capita av plastavfall beror på tätheten av återvinningsstationer.

Försök med insamling i materialströmmar har genomförts i Eskilstuna. Försöket har just utvärderats (SHARP 2008). Resultaten från försöket visar bl.a. att:

- Insamling i materialströmmar ledde inte till ökad total källsortering. Mycket av det som lämnas i materialströmmen tillsammans med förpackningar lämnades förut vid återvinningscentralen.
- Många hushåll sorterade redan tidigare ofta i materialströmmar (t.ex. lade med plastleksaker i plastförpackningarna).
- Hushållen upplever att tidsåtgången för avfallshanteringen ökar med insamling i materialfraktioner.
- Fler hushåll säger att de källsorterar efter försöket än före försöket. Sannolikt beror detta mer på informationen i samband med försöket, än på själva systemet som sådant.

Vid jämförelser mellan FNI och bringsystem har det visat sig att FNI brukar ge ca 10 % högre insamlingsgrader (Dahlén, 2007). Insamling i materialströmmar, enligt Eskilstuna-projektet visade att materialåtervinningen inte ökade mer än marginellt, men att hushållen blev mer positiva till sorteringen (Naturvårdsverket, 2009).

Potentiella för- och nackdelar

-
- | | |
|---|------------------------------------------------------------------------|
| + | Både FNI och insamling i materialströmmar upplevs som ökad servicenivå |
| - | Både FNI och insamling i materialströmmar kan ge ökade kostnader |
-

-
- FNI ger ökat transportarbete för avfallsinsamling (men leder också till minskning av hushållens transporter).
-

Förslag

Vi tänker oss ett system med både FNI och materialströmmar i kombination. Själva styrmedlet kan vara ett krav i en förordning (t.ex. om producentansvar) att hämtning av producentansvarsmaterial ska ske materialfraktioner och fastighetsnära, samt en eventuell precisering av vad fastighetsnära insamling är (t.ex. att insamlingsstället ska vara högst 100 m från ytterdörren).

3.2.8 Skatt på förbränning av fossilt brännbart avfall (klimatskatt)

Utformning

Den nuvarande avfallsförbränningskatten som började gälla i juli 2006 är delvis ett styrmedel som avser att minska utsläppen av fossilt kol. Den ursprungliga avsikten var att skatten skulle minska mängden fossila avfallsfraktioner (plast och syntetiskt producerade tyg- och gummiprodukter) som skickas till förbränning och även stimulera till en ökad elproduktion.

En delmängd av skatten är en koldioxidskatt som omräknat motsvarar 467 kr/ton invägt hushållsavfall som åtgår för värmeproduktion. Avgiften är beräknad på ett antagande att avfallet innehåller i genomsnitt 12,6 viktprocent fossilt kol. Detta är en relativt kraftig skattekostnad som skulle kunna ge incitament till förändringar som till exempel att öka återvinningen av fossila fraktioner. Finnveden m.fl. (2007) uppskattar effekten av olika koldioxidskattnivåer på beskattning av avfall. T.ex. skulle en koldioxidskatt på avfallsförbränning motsvarande den allmänna koldioxidskatten (91 öre/kg CO₂, 19 öre/kg CO₂ för industrier, under 2007) leda till en skatt på över 3 000 SEK/ton avfall för plastavfall, vilket torde öka lönsamheten för återvinning avsevärt.

Men med nuvarande utformning av skatten så ges inte dessa förändringar, dvs en styrning mot ökad plaståtervinning. Orsakerna är att skatten baseras på ett schablonberäknat kolinnehåll (se ovan) för ett uppskattat blandat hushållsavfall. Oavsett hur mycket plast som det brännbara avfallet i verkligheten innehåller blir skatten den samma. Det finns alltså ingen feedback/återkoppling som motiverar initiativ för att öka återvinning/utsorteringen av plast.

Däremot har nuvarande skatt gett en styrning mot ökad elproduktion vilket ur klimatsynpunkt beräknats vara positivt. Skatten är utformad så att avfall som används för elproduktion är, precis som övriga fossila bränslen inom energisektorn, skattebefriat. Och som för övriga fossila bränslen finns det en möjlighet till skattenedsättning vid samtidig el- och värmeproduktion samt vid värmeleveranser till industrin.

Diskussioner har pågått om man i större grad bör införa en förbränningskatt på just fossilt brännbart avfall för att styra mot ökad plaståtervinning och för att göra skatten mer likställd med den övriga energibeskattningen. Skatten skulle kunna omformas helt för att bli en viktbaserad skatt på enbart fossila avfallsfraktioner eller så utnyttjas befintligt skattesystem genom att dagens schablonuppskattning av fossilinnehåll ersätts av mätningar av verkliga mängder fossilt avfall. I dessa fall skattebefrias de förnyelsebara brännbara delarna helt vilket är logiskt från ett energiperspektiv men man kan även kombinera skatten med skatt på enskilda förnyelsebara fraktioner för att stimulera till annan typ av återvinning, t ex för papper.

Potentiella för- och nackdelar

- + Kan i högre utsträckning ge en styrning mot att återvinna plast av hög kvalitet vilket inte bara minskar utsläppen av klimatpåverkande gaser utan även ger flera andra positiva miljöeffekter
- +/- En skatt på förbränningen ger inte signaler till vad som bör göras utan bara vad som inte ska göras med en förhoppning om att man därigenom hittar bättre lösningar. Mer direkta styrmedel, som till exempel producentansvaret, kan eventuellt utnyttjas för att ge tydligare styrning till önskvärd plaståtervinning.
- Svårigheter och kostnader förknippade med att mäta och kontrollera de mängder fossilt kol som finns i det avfall som skickas till avfallsförbränning. Det finns dock nu en standard för mätning av fossilt kol (ASTM, 2006). Det finns också flera metoder beskrivna i den vetenskapliga litteraturen som ger liknande resultat (Mohn et al, 2008)
- Svårt att styra till bra former av plaståtervinning med goda miljöprestanda

Förslag

Om man med rimliga insatser klarar av mätning och uppföljning av fossilbaserat CO₂ i rökgaserna är det relativt enkelt att införa en styrande skatt. Genom att relatera till annan beskattning av fossila bränslen (såsom diskuteras i kapitlet om *Råvaruskatt* 3.2.2 och *Återvinningscertifikat* 3.2.7) kan en skattenivå bestämmas. I detta fall innebär det en skatt på 101 öre/kg CO₂ vilket omräknad innebär att man beskattar förbränning av plastavfall med över 3000 kr/ton.

Ett rimligt antagande är även att skattebefria all elproduktion från avfallsförbränningen och därmed likställa avfallsförbränningen med annan el och värmeproduktion. För dessa anläggningar gäller följande villkor:

- CO₂ skatt med 101 öre/kg CO₂ för enskild användning (individuella oljepannor mm).
- CO₂ skatt med 95 öre/kg CO₂ för anläggningar med fjärrvärmeproduktion.
- CO₂ skatt med 15 öre/kg CO₂ för anläggningar med kraftvärmeproduktion. Denna skattsats gäller för anläggningar med en elverkningsgrad på 15 % eller högre. För anläggningar med lägre elverkningsgrad gäller följande. Upp till 5 % betalas full skatt, dvs för avfallsförbränning som producerar till fjärrvärmesystemen gäller då 95 öre/kg CO₂. Mellan 5 % och 15 % ges en linjärt avtagande skattesats.

3.2.9 Skatt på förbränning av avfall för styrning mot ökad återvinning generellt

Utformning

Det mest tydliga skälet som nämnts i tidigare skatteutredningar och som även legat till grund för att dessa utredningar har genomförts är tanken om att en förbränningsskatt ska kunna ge ökad lönsamhet för materialåtervinning och biologisk behandling. Genom att fördyra avfallsförbränningen ska dessa metoder få stöd att expandera. Detta är precis samma synsätt som man haft för den tidigare införda deponiskatten. Där kunde man även tydligt se effekten av att man flyttade organiskt brännbart avfall från deponi till förbränning, dvs man flyttar

avfall ett steg uppåt i avfallshierarkin. På samma sätt finns det möjligheter att avfallet flyttas ytterligare ett steg i hierarkin från förbränning till materialåtervinning. Det praktiskt enklaste sättet att införa en sådan styrning är att använda sig av en rak skatt för varje ton som vägs in vid förbränningsanläggningarna (dvs på samma sätt som på deponierna). I den tidigare BRAS-utredningen analyserades detta för bland annat en rak skatt på 200 kr/ton. Ur återvinningssynpunkt vore det även fördelaktigt om man kunde differentiera skatten beroende på avfallsslag, på ungefär samma sätt som tidigare diskuterades för alternativet med förbränningsskatt på fossilt brännbart avfall. En differentierad skatt leder dock direkt till svårigheter då det gäller mätning och kontroll.

Erfarenheter

En skatt baserad på invägda mängder är en lösning som har studerats tidigare och även utnyttjats i andra länder. Den 1 juli 2006 infördes en skatt på avfallsförbränning i Sverige. Skatten omfattar hushållsavfall som omfattas av den kommunala renhållningsskyldigheten. Enligt regeringens proposition (Prop. 2005/06:125) är syftet med en förbränningsskatt att förbättra de ekonomiska villkoren för materialåtervinning och biologisk behandling gentemot avfallsförbränning. Vidare är syftet också att likställa beskattningen för avfall med andra bränslen för el- och värmeproduktion.

Skatten på avfallsförbränning har fungerat som ett styrmedel för att stimulera elproduktion vid avfallsförbränning. Så länge det råder kapacitetsbrist i landet kommer troligen anläggningar med hetvattenpannor att fortsätta användas men med tiden talar allt idag för att dessa kommer att fasas ut. Alla nya planer på avfallsförbränningsanläggningar i Sverige är idag kraftvärmeverk. Man kan också se ett ökat intresse för biologisk behandling på grund av förbränningsskatten. Denna effekt kunde man även förutse när skatten utreddes, se Profu (2005) och Sahlin mfl (2007). Resultaten från dessa utredningar visar att skatten ger en tydlig stimulans till att flytta tungt avfall exempelvis lättnedbrytbart biologiskt avfall som matavfall från förbränning till biologisk behandling.

Potentiella för- och nackdelar

+ Enkel
+ Ger ökad materialåtervinning
+ Styr lättnedbrytbara organiska fraktioner från förbränning till biologisk behandling
- Öprecis styrning; billig återvinning av framförallt tunga material prioriteras och det finns ingen målinriktad styrning mot sådan materialåtervinning som ger god miljöeffekt

Förslag

Detta styrmedel är trubbigt så till vida att man fokuserar på tunga material oberoende av miljönyttan. För att erhålla någon form av styrning så bör man troligen lägga sig på en nivå en bit över 200 kr/ton. Om man avser att få en styrning mot ökad biologisk behandling så är det troligt att man behöver en avsevärt högre nivå, exempelvis 400 kr/ton. Detta indikerar den konsekvensutredning som genomfördes inom BRAS-arbetet. Vårt förslag är att man i forskningsprogrammets modellstudier studerar konsekvenserna för en skattesats på 400 kr/ton.

3.2.10 Elcertifikat

Utformning

I Sverige infördes 2003 det så kallade el-certifikatsystemet. El-certifikatsystemet är ett marknadsbaserat stödsystem där handel sker mellan producenter av förnybar el och så kallade kvotpliktiga (elleverantörer, elintensiva företag). Systemet syftar till att öka produktionen av förnybar el på ett kostnadseffektivt sätt. Det sker genom att konkurrens uppstår mellan de förnybara energikällorna. Den inkomst som elproducenterna får när de säljer el-certifikat ersätter tidigare investeringsbidrag och driftsstöd. Genom el-certifikatsystemet ökar de förnybara energikällornas möjlighet att konkurrera med icke förnybara energikällor.

Elleverantörer är skyldiga att köpa in elcertifikat motsvarande en viss andel av den el de säljer, den så kallade kvotplikten. För att uppfylla kvotplikten deklarerar elleverantörerna varje år till Energimyndigheten hur mycket el de fakturerat sina kunder under föregående år samt lämnar in elcertifikat motsvarande en bestämd andel (kvot) av försäljningen. År 2008 är kvotplikten 16,3 % och år 2009 blir kvotplikten 17,0%.

Elcertifikatsystemet är tänkt att stimulera till investeringar i förnybar elproduktion och man har av den anledningen beslutat att stödet ska vara tidsbegränsat. Anläggningar som tagits i drift efter systemets införande har rätt till i 15 år, dock längst till utgången av år 2030. De anläggningar som togs i drift innan systemets införande har rätt till el-certifikatet till utgången av år 2012. Bra sammanställningar och mer detaljerade beskrivningar för det befintliga svenska el-certifikatsystemet återfinns på Energimyndighetens hemsida ”
<http://www.energimyndigheten.se/sv/Foretag/Elcertifikat/>”

De energikällor som har rätt att tilldelas är vindkraft, viss vattenkraft, vissa biobränslen, solenergi, geotermisk energi, vågenergi och torv i kraftvärmeverk. Då det gäller avfall får man idag certifikat för utsorterat träavfall. Träavfall i blandade avfallsströmmar ger inga certifikat och inte heller andra förnyelsebara bränslefraktioner. Under några år fick några anläggningar certifikat för en något större del av avfallet men dessa möjligheter är numera borttagna.

Man kan tänka sig att låta avfallsförbränningen få certifikat för en större andel av den förnyelsebara delen av avfallet än bara utsorterat trä för att stimulera till investeringar i ökad elproduktion från förnyelsebara bränslen. Detta har bland annat diskuterats i de två senaste utredningarna kring förbränningsskatten (BRAS, ASKA). Regeringens beslut om att ta bort nuvarande avfallsförbränningsskatt från och med september 2010 gör att det finns skäl till att fundera på om elproduktionen från avfallsförbränning behöver stimuleras ytterligare av eller något annat styrmedel. Nuvarande skatt ger en tydlig styrning till ökad elproduktionen från avfallsförbränning.

Tabell 1: Sammanställning av el-certifikatsystem samt hur dessa hanterar tilldelningen av certifikat till avfallsbränslen. Källa Profu 2008.

El-certifikatsystem i Europa	Avfall som berättigar till el-certifikat vid elproduktion från avfallsförbränningsanläggningar
Sverige (Norge)	Endast utsorterat träavfall Återupptagna diskussioner om gemensamt norskt/svenskt system.
RECS-systemet (Frivilligt europeiskt system)	Förnyelsebara delen av avfallsbränslet
Italien	Ja, allt avfall
Belgien	Förnyelsebara delen av avfallsbränslet
Storbritannien (Renewable Obligation Certificates, ROC)	Nej, men revidering på gång som innebär att den förnyelsebara delen inkluderas
Polen	Nej, men på gång för den biologiskt nedbrytbara delen
Rumänien	?
Elcertifikatsystem i övriga världen	
Australien	Förnyelsebara delen av avfallsbränslet
Texas	Förnyelsebara delen av avfallsbränslet

Potentiella för- och nackdelar

+ Jämställer stöder för förnyelsebar elproduktion
+ Möjliggör för marknaden att hitta kostnadseffektiva lösningar för att uppfylla ett på förhand givet mål om förnyelsebar elproduktion
- Svårigheter att förutsäga prisnivåer för certifikaten vilket dämpar investeringsviljan
- Höga administrativa kostnader
- Komplicerat system
- Kritik över att inte övrigt förnyelsebart avfallsbränsle ingår

Förslag

Genom att nuvarande skatt på förbränning tas bort i september 2010 kommer man att förlora den pålagda styrningen mot ökad kraftvärmeproduktion från avfallsförbränning i svenska fjärrvärmesystem. Inom hela EU och i Sverige specifikt har man noterat att det är viktigt i ett långsiktigt miljöperspektiv att öka andelen kraftvärme och att man bör styra mot en sådan utveckling. Efter september 2010 kommer all fjärrvärmeproduktion att omfattas av sådan styrning utom just avfallsförbränning. För många anläggningar ges dubbel styrning som t ex för biobränslekraftvärme som dels beskattas enligt lagen för energibeskattnings och dels erhåller el-certifikat.

Ett relativt enkelt sätt att åtgärda detta är att låta avfallsförbränningen ingå i nuvarande el-certifikatsystem för allt förnyelsebart avfall som förbränns och inte enbart för utsorterat träavfall som idag är certifikatgrundande. Vi föreslår här två alternativ, antingen ges certifikat för en uppskattad andel förnyelsebart avfall (på samma sätt som för RECS-systemet, Belgien, England, Australien m.fl.) eller så ges certifikat för hela avfallsmängden (som för Italien). Fördelen med första alternativet är att man tydligare styr mot användningen av förnyelsebart

avfall i kraftvärmeproduktionen. Fördelen med andra alternativet, d.v.s. att låta hela mängden ingå, är att det är enkelt att både mäta och administrera detta system.

Vi har bedömt det som lämpligt att använda ett certifikatpris på 200 kr/MWh el som en långsiktig prognos. Detta är ett pris som varit ”relativt” stabilt under en lägre period och som även kan förväntas ligga kvar på denna nivå. Certifikatpriset kan påverkas av att avfallsförbränning tillkommer som alternativ men vi har antagit att den effekten är så pass liten att vi inte behöver beakta detta i certifikatpriset.

Det har även diskuterats, i tidigare skatteutredningar, om inte el-certifikaten kan kombineras med en förbränningsskatt. Kombinationen skulle då kunna ge en viss styrning mot alternativ behandling till förbränning (t ex biologisk behandling) samt en styrning mot ökad elproduktion. Samtidigt skulle systemet kunna ge ökade skatteintäkter för staten. Vi har därför här även föreslagit ett kombinationsalternativ med både skatt och certifikat. Vi har föreslagit en skatt på en nivå som ofta har diskuterats i tidigare skatteutredningar (200 kr/ton). Denna nivå har även i genomsnitt varit den skatt som betalats för förbränning av hushållsavfall med den nuvarande skatten som tas bort september 2010.

Alltså tre alternativ:

1. för förnyelsebart avfall som förbränns med 200 kr/MWh el.
2. för allt avfall som förbränns med 200 kr/MWh el.
3. för allt avfall som förbränns med 200 kr/MWh el samt en rak skatt för invägda mängder avfall till förbränningen (allt avfall) på 200 kr/ton.

3.2.11 Skatt på farliga ämnen

Utformning

De vanligaste styrmedlen för att reglera kemikalieanvändningen har traditionellt varit klassificering och märkning av kemikalier samt förbud, restriktioner för användning och skyddsåtgärder. Ekonomiska styrmedel har använts i en mycket liten utsträckning, åtminstone i Sverige och inom EU. Såsom Goulder och Parry (2008) påpekar är nackdelen med regleringar att det blir svårt att minimera kostnaden för styrningen. Detta beror på att den styrande myndigheten sällan har tillgång till fullständig information om företagens kostnader för att minska sina utsläpp, men även att dessa styrmedel svårligen tillåter tillämpandet av alla vägar (eller den optimala vägen) till utsläppsreduktion. Exempel på existerande ekonomiska styrmedel inom kemikalieområdet är skatt på bekämpningsmedel i jordbruk, på kvävegödselmedel och på kadmiuminnehållet i fosforgödselmedel. Det finns potential för ökad kostnadseffektivitet i styrningen genom större användning av ekonomiska styrmedel. (Kemikalieinspektionen, 2007)

Kemikalieinspektionen (2007) konstaterar att mycket av lagstiftningen inom kemikalieområdet är väl avvägd och beaktar kritiska belastningsgränser och gränsvärden mm. Det finns ett samhällsekonomisk värde i att hålla sig inom vissa utsläppsgränser eftersom ett eventuellt överskridande skulle kunna medföra problem för människa och miljö att återhämta sig. Således görs bedömningen att denna typ av lagstiftning sannolikt inte kan ersättas av ekonomiska incitament, eftersom det då skulle vara svårt att hindra vissa kritiska värden från att överskridas. Ändå gör man bedömningen att det i vissa fall skulle kunna vara intressant att överväga ekonomisk styrning. Detta är fallet när riskerna från kemikalieanvändningen inte är mycket höga (men inte heller så pass små att all styrning blir meningslös).

Ett stort antal styrmedel för kemikalieområdet har föreslagits. Dessa omfattar bl.a. skatt på kemikalier som uppfyller vissa farlighetskriterier, avgift på särskilt farliga ämnen i material som ska återvinnas samt ekonomiska styrmedel för de näst värsta ämnena (de värsta antas vara förbjudna). Skatter och avgifter på ämnen skulle leda till minskad användning av specifika substanser. Kemikalieinspektionen (2007) påpekar dock att sådana skatter och avgifter inte kan ses som det ideala styrmedlet för att minska hälso- och miljöeffekter eftersom dessa typiskt sett varierar i tid och rum. Således kan en skatt leda till minskad totalförbrukning men det finns inga garantier att användandet i praktiken minskar där det har störst påverkan.

Erfarenheter

Söderholm (2004, kap. 5) går igenom internationella studier där beskattning av kemikalier utvärderas. Dessutom har ett antal svenska studier av ekonomisk styrning på kemikalieområdet genomförts. Således studerar Drake och Hellstrand (1999) skatten på kadmium i handelsgödselsofkor. Denna skatt fanns ha bidragit väsentligt till minskad spridning av kadmium i Sverige och studien fann dessutom att reduktioner av negativa hälsoeffekter var relativt stora. Den samhällsekonomiska kostnaden, inklusive transaktionskostnader, beräknades vara mycket låg och ingen part drabbades av höga kostnader.

Slunge och Sterner (2001) analyserar effekterna av det svenska förbudet av trikloretylen (TCE) som infördes den 1 januari 1996. Studien visar att förbudet inte uppfyller sitt mål eftersom flera företag får dispens från förbudet. Således hade man kunnat uppnå en lika stor minskning av TCE med en skatt eller pantsystem, men till lägre samhällsekonomiska kostnader. Detta beror på att kostnaderna för att minska användningen är låg för de flesta företag, men väldigt hög för några få.

Holstein (2006) har, på uppdrag av Kemikalieinspektionen, analyserat konsekvenser för svenskt näringsliv av ett heltäckande nationellt förbud som införs med kort varsel av flamskyddsmedlen HBCDD och TBBP-A. Slutsatserna är att effekterna skulle bli mycket stora för vissa delar av näringslivet, och mindre på andra. Utformningen av regleringen kan påverka kostnaderna, och befintliga regleringar kan behöva kompletteras med styrning som möjliggör längre tid för anpassning och som skapar en större marknad för alternativa lösningar.

Förslag

Då utvecklingen inom kemikalieutbudet är mycket snabb så skulle skatter på ämneskategorier eller ämnen med vissa riskfraser lättare medföra att ämnen med liknande egenskaper beskattas på samma sätt. Ytterligare en fördel med detta är att lagstiftningen idag är inriktad på kemiska ämnen och produkter men inte varor. Det underlättar därmed att fortsätta på den inslagna stigen. Förslaget fokuserar därmed på riskminimeringsämnen enligt Kemikalieinspektionens prioritering om riskfraserna *Mycket hög akut giftighet, Allergiframkallande, Hög kronisk giftighet, Mutagent, Miljöfarligt/långtidseffekter och Potentiella PBT/vPvB (se kemi.se för mer detaljer)*.

Ämnen som uppfyller kriterierna för riskfraserna R26, R27, R28, R39 (Mycket hög giftighet), R42, R43 (Allergiframkallande), R48/23, R48/24, R48/25 (Hög kronisk giftighet), R68 (Mutagent), R50, R53 (Miljöfarligt, långtidseffekter) föreslås belastas med en skatt på 2

sek/kg per ämne när ämnet förekommer i en vara med mer än 0,1 % att betalas av producenten.

För att underlätta den kvantitativa utvärderingen kan man behöva göra antagandet att samma regler finns i en större omkringliggande region alternativt att import/export inte existerar för att kringgå komplikationerna med just import/export.

Vi har här medvetet gjort valet att föreslå ett ganska trubbigt instrument. Givetvis har olika kemiska ämnen helt olika effekter och farlighet. För enkelhetens skull föreslås en gemensam skattesats. Detta kan självfallet diskuteras och det är möjligt att i ett fördjupande projekt undersöka möjligheterna att differentiera skatten för olika farlighetsklasser. Förslaget kan eventuellt kombineras med andra styrmedel som t ex förbud.

3.2.12 Negativ märkning av varor baserat på kemikalieinnehåll

Ett stort problem inom kemikalieområdet är informationsbristen. Utan relevant information om riskerna med att använda ett ämne är det omöjligt för en individ att fatta rationella beslut och för samhället att besluta om en väl avvägd samhällelig styrning. Vidare har informationsbristen en tidsaspekt – många av de effekter som *ex post* betraktas som externa effekter har inte uppfattats så *ex ante*. Det är i informationssammanhang som den europeiska kemikalielagstiftningen REACH kan bli mycket betydelsefullt. (Kemikalieinspektionen, 2007)

Negativ miljömärkning baseras på att man märker ut farliga egenskaper hos produkten med t.ex. en dödskele eller annan symbol.

Varningstexter används flitigt inom kemikalieområdet där klassificering och märkning av kemikalier uppfattas som ett viktigt styrmedel (se t.ex. Kemikalieinspektionens hemsida: www.kemi.se). Inom andra områden är varningstexter och/eller negativ märkning inte särskilt vanliga. De kan ses som ett informativt styrmedel som ämnar ändra konsumenters preferenser och därmed deras beteende med lättillgänglig information. Om konsumenterna är dåligt informerade av de konsekvenser som deras val av produkt har kan en sådan märkning av produkter leda till en viss ändring i konsumtionsmönstren.

Förslaget kan jämföras med den 0,1-procents regel som ingår i REACH, och som stipulerar att konsumenterna har rätt att få information när de köper varor som innehåller mer än 0,1 % av vissa farliga ämnen.

Förslag

Märkning av varor som innehåller minst 0,1 % av de ämnen som faller under kategorierna mycket hög akut giftighet, allergiframkallande, hög kronisk giftighet, mutagent, miljöfarligt/långtidseffekter och/eller potentiella PBT/vPvB enligt Kemikalieinspektionens indelning.



3.2.13 Förbättrad tillsyn

Bakgrund

En utökad tillsyn skulle förhoppningsvis bl.a. kunna leda till en minskning av farligt avfall i det blandade industriavfallet, vilket skulle leda till att det avfallet minskar i farlighet och blir

mer lättbehandlat. Det skulle också kunna leda till en minskning av omsättningen av farliga ämnen eftersom man potentiellt skulle kunna behandla det farliga avfallet på ett bättre sätt. Ytterligare en möjlighet är att tillsynsmyndigheten skulle bli medveten om förekomsten av eventuellt farliga ämnen i produkter som inte klassas som farligt avfall idag och att det på så sätt skulle initieras en omklassning.

Vad gäller tillsynskampanj i byggbranschen så är tanken att ökad uppmärksamhet på farligt avfall skulle tvinga fram en förbättring av hanteringen av farligt avfall och minska mängden farligt avfall i omlopp i samhället och öka mängden farligt avfall som tas omhand på ett miljöriktigt sätt.

Erfarenheter

Naturvårdsverket inledde förra året ett arbete med att förbättra tillsynsarbetet vad gäller farligt avfall, man samlade i samband med det in kommentarer från kommuner och landsting om hur arbete fungerar idag. Kommentarererna visar att det finns en del brister och oklarheter (t.ex. kravnivåer för vad som är tillfredställande hantering av farligt avfall, komplext regelverk och att Naturvårdsverket inte ses som en så stark/stödjande aktör som man önskar) vilket har lett till ett åtgärdsprogram från Naturvårdsverkets sida som bl.a. innehåller att de ska ta fram handledning av klassning av farligt avfall och byggavfall.

Potentiella för- och nackdelar

- + Lätt att nå ut till samtliga tillsynsmyndigheter via Naturvårdsverket
- + Samordning och gemensamma krav underlättas dock krävs dialog mellan NV och tillsynsmyndigheterna
- Kräver ökade resurser till tillsynsmyndigheterna
- Detaljerad vägledning från Naturvårdsverket efterfrågas

Förslag

Förslaget till styrmedel går ut på att man avsätter mer medel för tillsyn, särskilt tillsyn som berör avfall. Det måste tydliggöras att den ökade tillsynen av avfallet ingår i tillsynsmyndighetens arbete. Vidare måste tillsynsmyndigheten ha täckning för den ökade arbetsinsatsen i sin budget, t.ex. genom ändring av tillsynsavgiften. Tillsynen bör gå ut på fler besök hos de verksamheter som omfattas av tillsynsplikten. Under besöket görs kontroll att gällande regler följs, samtidigt som tillsynsmyndigheten även bör ge praktiska råd och tips (jfr med diskussionerna om avfallscoach ovan).

De kvantitativa effekterna av ett styrmedel enligt ovan är svår, att förutsäga. Styrmedlet bedöms leda till bättre hantering av farligt avfall och en minimering av farligt avfall. Indirekta effekter kan också bli ökad källsortering och ökad återvinning av icke-farligt avfall.

3.2.14 Ändrade momsregler

Utformning

Ändrade momsregler skulle kunna betyda att momssatsen sänktes för tjänster, miljömärkta varor eller i relation till återvunnet materialinnehåll, jämfört med mer miljöbelastande varor

och tjänster. Detta skulle kunna få konsumenterna att konsumera mer miljövänliga varor och tjänster, och således förhoppningsvis minska utsläppen och avfallsmängden.

Goulder och Parry (2008) påpekar, i samband med produkt- och tjänsteskatte att sådana skatter (eller subventioner) kan vara attraktiva när det är svårt att följa upp utsläppen direkt, men att eftersom dessa skatter inte riktar sig direkt på den externa effekten, ger de inte incitament till att utnyttja alla möjliga sätt att minska utsläppen. Därmed leder sådana skatter till minskad kostnadseffektivitet av styrning. Å andra sidan påpekar Smith och Christiansen (2008) att det är ofta billigare för staten att använda existerande skattebas (t.ex. moms) än att introducera helt nya skatter på externa effekter. Smith och Christiansen noterar dock att detta begränsar miljöskatternas formning på olika sätt. T.ex. kan värdet på försäljningen vara ett dålig mått på de externa effekter som konsumtionen leder till. Dessutom kan det finnas begränsningar på möjliga momssatser – det antas att de administrativa kostnaderna och kostnaderna för att följa upp efterlevnaden ökar exponentiellt i antalet skattesatser som tillämpas.

Erfarenheter

Det finns några exempel på differentierad moms eller skattereduktion på tjänster som i och för sig inte införts av miljö- eller avfallspolitiska skäl, men som kanske kan likna de styrmedel som diskuteras här.

Mervärdesskatten på böcker och tidskrifter sänktes den 1 januari 2002 från 25 till 6 %. SOU 2005:12 analyserar erfarenheterna från denna sänkning fram tills slutet av 2004. Slutsatsen är att sänkningen av momssatsen på böcker och tidskrifter, relativt andra varor, påverkat konsumtionen i riktning mot ökad läsande i viss mån. Några exakta siffror eller elasticitet presenteras dock inte i utredningen, och kommissionen yttrar en viss reservation även gällande dessa resultat, speciellt i ett längre tidsperspektiv.

SOU 2008:57 i sin tur analyserar skattelättnader för hushållstjänster för perioden 1 juli till 31 december 2007. Reformen torde ha en liknande effekt på efterfrågan som en miljömotiverad reduktion i mervärdesskattesatsen skulle ha. P.g.a. den korta analysperioden är analysen av lagens effekter av nödvändighet mycket begränsad. SOU 2008:57 gör dock en uppskattning att den totala skattereduktionen för år 2007 kommer att uppgå till ca 122 Mkr istället för de 650 Mkr som regeringen beräknat i förväg.² På utbudssidan anges att totalt 4 921 företag anlitats under den angivna perioden. Inom branscherna städ och sociala insatser har dessutom 1 300 respektive 373 nystartade företag tilldelats F-skattsedel. Detta är i jämförelse med år 2006 en ökning med 24 procent inom städbranschen och med 9 procent inom branschen sociala insatser.

SOU 2008:57 gör även en kort beskrivning av erfarenheter med liknande skattelättnader för hushållstjänster i ett antal EU länder. Syftet med systemen i de flesta länder är i stort samma som i Sverige – att underlätta för personer som har svårt att ta sig in på den reguljära arbetsmarknaden och att skapa incitament att gå från ”svart” till ”vit” arbete. Den enda utvärdering som hänvisas till är från Danmark, där det visade sig att det svarta arbetet i hushållen bara minskade med sju procent sedan systemet infördes (för en subvention på 40 procent). Tyvärr drar SOU 2008:57 inga generella slutsatser från denna genomgång, och inte heller sysselsättningseffekten uppskattas.

² Som skäl till bortfallet ges bl.a. att systemet är helt nytt och att det trädde i kraft under semestertid, samt att betalning som regel sker i efterskott, varför det arbete som utfördes i december i många fall betalades först i januari 2008.

Förslag

Ändrade momsregler skulle kunna betyda att momssatsen sänktes för tjänster, miljömärkta varor eller i relation till återvunnet materialinnehåll, jämfört med mer miljöbelastande varor och tjänster. Detta skulle kunna få konsumenterna att konsumera mer miljövänliga varor och tjänster, och således förhoppningsvis minska utsläppen och avfallsmängden.

Förslagen grundas på det faktum att skattesatserna endast kan vara 25, 12 eller 6 % enligt gällande regelverk (skatteverket.se).

Förslag a: För ökad återvinning:

Lägre moms på varor av återvunnet material.

En lägre momssats föreslås på varor där huvuddelen (mer än hälften av vikten) består av återvunnet material. Momssatsen föreslås sättas till 12 eller 6 % av varans värde.

Förslag b: För minskad mängd avfall:

Lägre relativ momssats för tjänstesektorn kontra tillverkningssektorn.

För att styra konsumtionen från varor till tjänster föreslås en sänkning av momsen på tjänster till 12 eller 6%.

3.2.15 Förbud mot förbränning av återvinningsbara material

Utformning

Förbud är ett relativt drastiskt styrmedel. Det finns dock situationer där förbud kan vara på sin plats. Ur ett nationalekonomiskt perspektiv inträffar det om den sociala marginella skadekostnaden från en produkt (t.ex. en kemikalie) är mycket hög, och den marginella nyttan från användningen är relativt lågt jämfört med den sociala marginalskadan. I detta fall kan det vara befogat att förbjuda användningen av t ex ett ämne, även om de privata marginalskadekostnaderna är sådana att det vore, ur en privat synvinkel, optimalt att använda ämnet. Dessutom påpekar Smith och Christiansen (2008) att det inte alltid är möjligt med ”mjukare” styrmedel. De ger som exempel att det inte nödvändigtvis går att begränsa rökning, drickandet, motortrafik, förbränning av kol osv. eftersom det kan vara omöjligt att observera den exakta konsumtionen. Då kan ett förbud vara det enda styrmedel som står till förfogande, eftersom regleraren då enbart behöver observera huruvida någon konsumerar varan i fråga eller inte, inte nivån på konsumtionen, för att veta när regleringen bryts emot.

Inom avfallsområdet har vi förbud mot deponering av vissa material. På motsvarande sätt skulle man kunna förbjuda förbränning av vissa, exempelvis återvinningsbara, material. Det skulle kunna vara ett verkningsfullt sätt att öka återvinningen.

Erfarenheter

Erfarenheterna från deponiförbudet indikerar att förbud kan vara ett verkningsfullt sätt att uppnå ett visst mål. Effekten av deponiförbuden anses ha varit goda och man deponerar nu brännbart och organiskt endast på dispens för att det fortfarande är kapacitetsbrist i vissa delar av landet (främst kapacitetsbrist för förbränning i landets storstadsregioner). Den bristen räknar man med vara borta inom några år och dispensdeponeringen ska då kunna upphöra.

Deponering av flytande avfall har så gott som upphört helt. Däck deponeras inte alls enligt producenterna Svensk Däckåtervinning AB.

Ytterligare deponiförbud skulle eventuellt kunna leda till att avfall, som inte lämpar sig för återvinning på ett mindre kontrollerat sätt än idag, hamnar ute i samhället. Å andra sidan skulle det också kunna vara ett sätt att öka användningen av avfall i t ex anläggningsarbeten och tvinga fram ändrade synsätt vad gäller risktaganden och miljömåls uppfyllnad. Det skulle också t.ex. kunna leda till att det blir nödvändigt med ökad planering/sortering vid rivning för att underlätta omhändertagande av bygg och rivningsavfall.

Förslag

Detta förslag gäller enbart avfallsförbränningsanläggningar och består i ett förbud mot förbränning av återvinningsbara material. Undantag ges för att 5 eller max 10 % av det återvinningsbara materialet eldas. I linje med avfallsdirektivet ges även undantag för material som ger högre miljöbelastning vid återvinning än förbränning trots att de är återvinningsbara. Undantagen berör träavfall (som i forskningsprogrammets avfallsklassificering återfinns i fraktionerna blandat avfall och brännbart under blandade ej differentierade material, brännbart under grovavfall, säck- och kärl under hushållsavfall och liknande avfall samt trä under träavfall). Undantag gäller även för returfiberrejekt (under sorteringsrester), park- och trädgårdsavfall (under animaliskt och vegetabiliskt avfall), fiberrejekt (under pappers- och pappavfall) samt kemslam och bioslam från industrier och övrigt industrislam (under slam). Kemslam och bioslam från industrier som rötas ska dock fortsätta rötas om det ersätter fordonsbränsle. Undantag ska även gälla fraktioner som är svåra eller omöjliga att återvinna inom rimliga ekonomiska ramar.

4 Diskussion

I den här rapporten presenteras flera styrmedel inom avfallsområdet. Genomgången visar att det inte finns brist på förslag på styrmedel.

De förslag som presenteras i avsnitt 3 är tänkta att utvärderas i andra delar av forskningsprogrammet. I programmet kommer bland annat olika typer av ekonomiska och miljöanalytiska modeller att användas för utvärderingen. Dessa kräver olika typer av indata och utan att föregripa det arbetet går det nog att konstatera att olika styrmedel kommer att vara olika lätta eller svåra att utvärdera med dessa modeller. Det kan peka på behov av att utveckla kunskap, metoder och modeller för utvärdering av olika typer av styrmedel. Risken finns annars att man koncentrerar arbetet till styrmedel som är lätta att utvärdera med dagens modeller och verktyg, medan andra får mindre uppmärksamhet. Det pekar också på att det kan vara intressant att när man inför styrmedel följa upp och utvärdera effekterna av dessa. Sådan kunskap är sedan värdefull dels för diskussioner om det införda styrmedlet, men det ger också erfarenheter som kan vara värdefulla för diskussioner om andra styrmedel också i andra sammanhang.

De styrmedel som diskuteras i avsnitt 3 innehåller förslag av typerna administrativa/juridiska, ekonomiska och informativa. Det finns också inslag av styrmedel som berör den fysiska planeringen (Förbättrade insamlingssystem). Däremot finns inga styrmedel som är kopplade direkt till nationell eller kommunal planering. Exempel på sådana finns dock i bilagan.

De ekonomiska styrmedel som diskuteras i avsnitt 3 är i första hand skatter. Styrmedel som inkluderar subventioner, t.ex. *Subventioner och ekonomiska incitament för att göra rätt inköp eller lämna avfall på rätt ställe*, återfinns däremot i bilagan. Även om sådana styrmedel inte finns med bland dem som ska studeras kan de dock vara intressanta i olika sammanhang. Subventioner kan exempelvis vara intressanta för att stödja ny teknik som fortfarande är under utveckling. Om det är intressant för samhället att sådan teknik utvecklas, samtidigt som de privata lönsamhetskalkylerna inte visar på lönsamhet för individer eller företag att satsa i dagsläget, så är det motiverat från samhällets sida att subventionera sådan teknik tills kostnaderna har sjunkit så att det blir lönsamt. Ett exempel på ett ekonomiskt incitament för att lämna avfall på rätt ställe är skrotningspremie för bilar. På motsvarande sätt kan man tänka sig premier eller bonusar för andra typer av avfall. Skrotningspremie och liknande system liknar ena delen av pantsystem. Pantsystem och skrotningspremier är i dagsläget kanske i första hand intressanta för specifika typer av avfall, snarare än som generella styrmedel. Det är ett av skälen till att de inte finns med bland de utvalda styrmedlen i avsnitt 3. Noteras kan att vi i allmänhet antar att premier och bonusar betalas ut till de individer som lämnar in avfallet. Man kan dock i vissa fall tänka sig att ersättningen i stället går till dem som samlar in och/eller återvinner avfallet. Dessa aktörer får då resurser att på olika sätt ersätta eller stödja dem som lämnar in avfallet.

Många av de styrmedel som diskuteras i avsnitt 3 har här fått en specifik utformning. Det är nödvändigt för att de ska kunna utvärderas i andra projekt. Det bör dock noteras att de hade kunnat få en annan utformning också, som hade kunnat vara mer eller mindre lämplig. Förslagen här ska därför inte ses som de enda eller slutgiltiga förslagen.

Intresset för åtgärder och styrmedel som påverkar uppkomsten av avfall växer nu internationellt. Ett exempel är en nordisk studie med syfte att finna nya styrmedel för att

hindra uppkomst av avfall och för materialeffektivitet (Huhtinen, 2009). Ett av resultaten från den studien var att följande styrmedel ansågs ha de största utsikterna:

- Krav på materialeffektivitet inom miljötillstånd
- Styrmedel för produkter
- Lägre mervärdesskatt
- Skatt på naturresurser.

Även om det finns många styrmedel beskrivna i denna rapport, så är dock inte listan helt uttömmande. Ett exempel på styrmedel som inte beskrivs i detalj här, men kunde ha gjort det är förlängda avskrivningstider, (om man exempelvis förlängde avskrivningstiden för datorutrustning från 3 till 4 år, så skulle antagligen en del behålla sin utrustning något längre).

I praktiken verkar styrmedel alltid i kombination med andra. Det är därför viktigt både när man utvärderar och föreslår styrmedel att dessa ses i kombination med andra. Många av de styrmedel som diskuteras här kan med fördel kombineras med andra. Exempelvis är informationsinsatser ofta lämpliga att kombinera med andra styrmedel. I syntesdelen av programmet kommer vi därför att diskutera styrmedelspaket, där olika styrmedel samverkar med varandra.

Som nämndes i inledningen finns det många styrmedel inom avfallsområdet. Man kan då fråga sig om det behövs fler, och hur många styrmedel som behövs. Inom nationalekonomisk litteratur framhävs ofta tumregeln ”Ett mål – ett styrmedel” (t.ex. SOU, 2009). Med det som tumstock kan man konstatera att det finns många mål som berör avfallsområdet, antingen genom att de är direkt avfallskopplade (t.ex. ökad återvinning) eller berör flera samhällssektorer (t.ex. minskade utsläpp av växthusgaser). En del mål kan också ligga i konflikt med varandra. Ett exempel kan vara att vi vill minska utsläpp av växthusgaser från Sverige, men vi vill också skydda svensk exportindustris konkurrenskraft vilket innebär att vi inte vill lägga alltför höga skatter på industrin. För att komma runt dessa problem kan det då behövas olika styrmedel för olika samhällssektorer. Eftersom det finns flera mål, både miljömål, och andra samhällsmål, och målen kan vara lite olika för olika samhällssektorer, så kan det också behövas många styrmedel.

Olika styrmedel drabbar eller gynnar olika intressen och aktörer. Det är därför inte möjligt att välja styrmedel på ett helt objektivt sätt. Att i förväg utvärdera styrmedel innebär dock att man ökar möjligheterna att välja styrmedel som uppfyller de mål man har ställt upp. Att man inte kan välja styrmedel på ett objektivt sätt innebär också att olika personer kan förespråka olika styrmedel. Det märktes bland annat vid den prioriteringsworkshop som redovisades i början av avsnitt 3. Man kan också notera att till exempel utbildningsbakgrund kan spela en viss roll. Sålunda tenderar ekonomer att förespråka ekonomiska styrmedel medan människor med beteendevetenskaplig bakgrund tenderar att lyfta fram styrmedel som innebär att människor involveras i arbetet. Det kan därför vara viktigt att många människor med olika bakgrunder och intressen involveras i processer där styrmedel föreslås och utvärderas.

De styrmedel vi föreslår här är sådana som vi bedömer är intressanta att studera inom ramen för forskningsprogrammet. Det innebär inte att vi i dagsläget har tagit ställning till om de är lämpliga att införa eller inte. På motsvarande sätt kan det finnas styrmedelförslag i bilagan som kan vara intressanta att införa, men av olika skäl bedömts som mindre intressanta att studera i programmet. I syntesdelen av programmet ska vi föreslå styrmedel som vi tror kan leda till ett mer hållbart avfallshanteringssystem. Som underlag för de förslagen kommer

bland annat ligga de utvärderingar av styrmedel som nu kommer att genomföras inom ramen för programmet.

Referenser

- Ammenberg (2004) *Miljömanagement*. Lund, Studentlitteratur.
- Ammenberg, J (2003) *Do standardised environmental management systems lead to reduced environmental impacts?* Linköping Studies in Science and technology. Avhandling 851. Avdelningen för industriell miljöteknik, Linköpings universitet, Linköping.
- ASTM (2006): Standard Test Methods for Determining the Biobased Content of Natural Range Materials Using Radiocarbon and Radiocarbon and Isotope Ratio Mass Spectrometry Analysis. ASTM D6866-06. ASTM International, West Conshohocken, PA, USA.
- Avfall Sverige (2007) Insamling och behandling av hushållsavfall. Former och utförande samt ekonomiska effekter på avfallsavgifterna. Rapport 2007:05, Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige (2008) Konstruktion av avfallstaxa. Rapport 2008:18, Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige 2005a. Biologisk avfallsbehandling i Norge och Sverige: Vad fungerar bra och vad kan fungera bättre? En syntesstudie av de nio delprojekten inom BUS. Avfall Sverige Rapport 2005:14
- Avfall Sverige 2005b. Tips och råd med kvalitetsarbetet vid insamling av källsorterat bioavfall. Avfall Sverige Rapport 2005:9.
- Avfall Sverige Rapport 2008:11 – Framtagning av modell för beräkning av hushållens farliga avfall
- Ayres, R. U. and Simonis, U. E. (1994) *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*. United Nations University Press, Tokyo.
- Bartelings H, Sterner T. (1999) Household waste management in a Swedish municipality: Determinants of waste disposal, recycling and composting. *Environmental and Resource Economics* 13(4):473–491.
- Björklund, A. and Finnveden, G. (2007): Life cycle assessment of a national policy proposal – The case of a proposed waste incineration tax. *Waste Management*, 27, 1046-1058.
- Björklund, A., Höjer, M., Roth, L. Och Svenfelt, Å. (2007): Giftfria och resurssnåla kretslopp. Åtgärdsstrategier under olika omvärldsscenarioer. TRITA-INFRA-FMS 2007:8. Avdelningen Miljöstrategisk analys - fms, KTH, Stockholm.
- Borgstede C (2008), Kunskap räcker inte för att ändra beteende. Avfall och Miljö nr 3, 2008.
- Bruvoll, A. (1998) Taxing virgin materials: an approach to waste problems. *Resources, Conservation and Recycling*, 22, 15-29.
- Coskeran, T., Smith, S. and Phillips, P.S. (2006) *Improving the cost effectiveness of waste minimisation clubs through economic design*. 21st International Conference on Solid Waste Technology and Management 3-7 April, 2006. Pp. 234-244.

- Dahlén L och Lagerkvist A. (2008) Monetary incentives and recycling: Strengths and weaknesses of weight-based billing in household waste collection systems. In Dahlén L. (2008) *Household Waste Collection - Factors and Variations Improving Model-Based Systems Analysis of Waste Management*. PhD thesis. Waste Science and Technology, Luleå University of Technology Luleå, Sweden.
- Dahlén, L., Vukicevic, S., Meijer, J-E., Lagerkvist, A. (2007) Comparison of Different Waste Sorting Systems in six Swedish Municipalities. *Journal of Waste Management* 27(10):1298-1305.
- Dijkgraaf E. (2003) *Cost Savings of Unit-Based Pricing of Household Waste – The Case of Netherlands*. Erasmus University, Rotterdam.
- Dinan, T.M. (1993) Economic efficiency effects of alternative policies for reducing waste disposal.” *Journal of Environmental Economics and Management*, 25 (3), 242-256.
- Drake, L and Hellstrand, S. (1999) *The economics of the Swedish tax on Cadmium in fertilizers*. Kemikalieinspektionen.
- EC. 2001 *EMAS regulation*. European Commission regulation no 761/2001.
- Ekvall, T. (2008) *Waste prevention: Environmental effects and policy instruments*, presented at Nordic Workshop – Waste Resource Management and Climate Actions, 10 June 2008, Fredrikstad, Norge.
- Eldh, P. (2003) *Ecotax02- an update of a Life Cycle Assessment weighting method with a case study on waste management*, KTH, Stockholm
- EU (2008): Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv.
- European Environment Agency (EEA) (2008) *Effectiveness of environmental taxes and charges for managing sand, gravel and rock extraction in selected EU countries*. EEA, Copenhagen.
- Finnveden, G, Björklund, A., Carlsson Reich, M., Eriksson, O. and Sörbom, A. (2007) Flexible and robust strategies for waste management in Sweden. *Waste Management* 27(8): S1-S8.
- Freimann J och Schwedes R (2000) EMAS Experiences in German companies: A survey on empirical studies. *Eco-management and Auditing* 7: 99-105.
- Goulder, L. H. and Parry, I.W.H. (2008) *Instrument choice in environmental policy*. Resources for the Future (RFF) DP 08-07. Washington, DC.
- Goulder, L.H. and Parry, I.W.H. (2008) *Instrument choice in environmental policy*. Resources for the Future (RFF) DP 08-07. Washington, DC.
- Gustafsson, L-E. Reklamblad 07, artikel i Göteborgs-Posten, 2007-03-07
- Göransson, A. Profu, personlig kommunikation, 2009-04-09

Hage, O., Sandberg, K., Söderholm, P. and Berglund, C. (2008) *Household plastic waste collection in Swedish municipalities: A spatial-econometric approach*. Paper presented at the 16th annual EAERE conference in Gothenburg, 25-28 June, 2008.

Hellström, H. Avfall Sverige, personlig kommunikation 2009-04-09

Holstein, F. (2006) *Effekter på svenskt näringsliv av ett nationellt förbud av HBCDD och TBBP-A*. Konsekvensanalys på uppdrag av Kemikalieinspektionen.

http://www.incentivedirect.com/newsfeed/news_12.html

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Lagar-och-andra-styrmedel/Styrmedel-for-miljovanliga-val/Om-styrmedel/Information-som-styrmedel/>

Huhtinen, K. (2009): Instruments for Waste Prevention and Promoting Material Efficiency. A Nordic Review. TemaNord 2009:532. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

ISO (1996) *Environmental management systems – specification with guidance for use (EN ISO 14001:1996)*. SIS (Swedish Standard Institute), Stockholm

Kasberg, A. (2008) Nej till direktreklam räddar inte våra skogar, Tidskriften Resumé's webbsida, publicerad 2008-03-13

Kemikalieinspektionen (2007) *Kan ekonomiska styrmedel bidra till en giftfri miljö?* Rapport Nr 7/07. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg.

Kinnaman, T.C. and Fullerton, D. (1999) *The economics of residential solid waste management*. NBER Working Paper Series, 7326. Cambridge, MA.

Miedema, A.K. (1983) Fundamental economic comparisons of solid waste policy options. *Resources and Energy*, 5, 21-43.

Miljömålsrådet (2008): Miljömålen – nu är det bråttom! Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges miljömål 2008. Naturvårdsverket, Stockholm.

Mohn, J., Szidat, S., Fellner, J., Rechberger, H., Quartier, R., Buchmann, B. and Emmenegger, L. (2008): Determination of biogenic and fossil CO₂ emitted by waste incineration based on ¹⁴CO₂ and mass balances. *Bioresource Technology*, 99, 6471-6479.

Naturvårdsverket (1997) *Natural Gravel Tax: Environmental taxes in Sweden – economic instruments of environmental policy*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2002) *Exemplens makt. Utvärdering av hur arbetet med goda exempel fungerar i miljöarbetet*. Naturvårdsverket Rapport 5259. Naturvårdsverket, Stockholm

Naturvårdsverket (2005): Strategi för hållbar avfallshantering. Sveriges avfallsplan. Naturvårdsverket, Stockholm.

- Naturvårdsverket (2007a) *Hantering och tillsyn av farligt avfall. En uppföljning*. Naturvårdsverket, Stockholm. ISBN 91-620-5722-7
- Naturvårdsverket (2007b) *Tillsyn med framsyn. Naturvårdsverkets tillsynsvägledning 2007-2009*. ISBN 91-620-5675-1
- Naturvårdsverket (2009): System för insamling av avfall i materialströmmar. Rapport 5942. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nilsson, M., Björklund, A., Finnveden, G. and Johansson, J. (2005): Testing an SEA methodology for the energy sector - a waste incineration tax proposal. *Environmental Impact Assessment Review*. 25, 1-32.
- Nordin, H. (2002) *Miljöfördelar med återvunnet material som råvara, Återvinningsindustrierna, ÅI-rapport 2002:1*
- Norges Naturvernforbund (2008) *Stort flertall ønsker ja takk-ordning på uadressert reklame*, <http://www.naturvern.no/cgi-bin/naturvern/imaker?id=117705>, nedladdat 2008-08-26
- Norlén, F (2007) *Minnesanteckningar från seminarium om rapporten hantering och tillsyn av farligt avfall, en uppföljning, samt tillhörande gruppdiskussioner den 23 oktober 2007*. Naturvårdsverket, Stockholm. Dnr 643-5879-07
- Norlén, F (2007) *Planerade åtgärder efter uppföljning av hantering och tillsyn av farligt avfall*. Naturvårdsverket, Stockholm. Dnr 643-5879-07
- Palm, V., Carlsson, A., (2003), *Chemical product indicators by industry- fossil fuels, cement and other chemical products classified as hazardous to health or environment 1996-2001*, Statistics Sweden
- Palmer, K. and Walls, M. (1994) *Materials use and solid waste: An evaluation of policies*. Resources for the Future Discussion paper 99-12.
- Pearce, D. W. and Turner, R.K. (1993) Market-based approaches to solid waste management. *Resources, Conservation and Recycling* 8: 63-90.
- Phillips, P.S., Clarkson, P., Adams, J., Adam, D., Read, P. and Coggins, C. (2003) County waste minimization programmes: a case study from Northamptonshire, UK. *Sustainable Development* 11 (2): 103-118
- Phillips, P.S., Pratt, R.M., Pike, K. (2001) An analysis of UK waste minimization clubs: key requirements for future cost effective developments, *Waste Management* 21: 389-404
- Pratt R.M, Phillips P.S., Hyde K. Henningsson S. Waste Minimisation Clubs: a cost-efficient policy instrument? *European Environment* Volume 11 Issue 6, Pages 324 – 339
- Profu (2004) *Evaluating waste incineration as treatment and energy recovery method from an environmental point of view*. Profu, Göteborg.
- Profu 2008, Utdrag från Profus interna sammanställningar om stödsystem för elproduktion.

R. Lund. Recycling Handbook. McGraw-Hill. 1990

Rathje W & Murphy C (2001). Rubbish!: the archeology of garbage. The University of Arizona Press. ISBN-0-8165-2143-3

Repetto, R (1996) Shifting taxes from value added to material inputs. In C. Carraro and D. Siniscalco. *Environmental Fiscal Reform and Unemployment*. Fondazione Eni Enrico Mattei, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Salhofer, S., Obersteiner, G., Schneider, F., and Lebersorger, S. (2008) Potentials for the prevention of municipal solid waste. *Waste Management* 28, 245–259

Scott S, Watson D. (2006) *Introduction of Weight-Based Charges for Domestic Solid Waste Disposal - Final Report*. Environmental Protection Agency, Wexford, Ireland.

SHARP (2008): Hållbara hushåll: miljöpolitik och ekologisk hållbarhet i vardagen. Slutrapport för SHARP, Naturvårdsverks rapport 5899

Slunge, D. and Sterner, T. (2001) Implementation of policy instruments for chlorinated solvents. *European Environment* 11(5): 281-296.

Smith, S. and Christiansen, V. (2008) *Externality-correcting taxes and regulation*. Paper presented at the 16th annual EAERE conference in Gothenburg, 25-28 June, 2008.

SOU (2001): Resurs i retur . slutrapport från utredningen för översyn av producentansvaret. Statens Offentliga Utredningar, SOU:102.

SOU (2002): Skatt på avfall idag – och i framtiden. Statens Offentliga Utredningar, SOU 2002:9.

SOU (2005a): En BRASKatt? – beskattning av avfall som förbränns. Statens Offentliga Utredningar, SOU 2005:23.

SOU (2005b): En BRASKatt! –beskattning av avfall som deponeras. Statens Offentliga Utredningar, SOU 2005:64.

SOU (2009): Skatt i retur. Statens Offentliga Utredningar, SOU 2009:12.

SOU 2005:12 *Bokpriskommissionen, slutrapport*. Fritzes Offentliga Publikationer, Stockholm.

SOU 2008:57 *Skattelättnader för hushållstjänster*. Fritzes Offentliga Publikationer, Stockholm.

Stena Miljö Recycling. (2007) *Miljö- och avfallshandbok*. Stena miljö Recycling.
<http://www.stenametall.com/NR/rdonlyres/2627B247-0F63-4246-BAC5-8CFAC0D492A0/0/StenasLillaGröna.pdf>

Sundqvist J-O and Stenmarck, Å (2008) *Förstudie - Framtagande av modell för beräkning av insamling av hushållens farliga avfall*. Avfall Sverige Rapport 2008:11.

Sundqvist, J.-O. (1997): Industrins restprodukter - Råd vid planering och hantering av avfall och restprodukter. Industrilitteratur 1997

Sveriges geologiska undersökning (2006) *Grus, sand och krossberg, Produktion och tillgångar 2005*. SGU, Per. publ. 2006:3.

Söderholm, P (2004) *Extending the environmental tax base: prerequisites for increased taxation of natural resources and chemical compounds*. Naturvårdsverkets rapport 5416. Naturvårdsverket, Stockholm.

Söderholm, P (2006) *Environmental Taxation in the Natural Resource Extraction Sector: Is it a Good Idea?*, Eur. Env. 16, 232-245

Söderholm, P and Christiernsson, A. (2007) The environmental taxation of fertilizers in Europe: Policy design, outcome and future potential. In Kurt Deketelaere, Janet E. Milne, Lawrence A. Kreiser och Hope Ashiabor (eds.) *Critical issues in environmental taxation, volume IV: International and comparative perspectives*. Oxford University Press, UK.

Tema Nord (2003) *Miljöinformation som styrmedel*. Förstudie. TemaNord 2003:540.
<http://www.norden.org/pub/ebook/2003-540.pdf>

Tucker P. (1999). Normative influences in household waste recycling. *Journal of Environmental Planning and Management* 41:1, p 63-92

Verheyen, J. (2005) Can we 'save' the environment? Public Waste Agency of Flanders (OVAM). <http://www.vito.be/erscp2005/documents/papers/PAPER021.PDF>

Hemsidor/internetkällor

Naturvårdsverkets hemsida,
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Lagar-och-andra-styrmedel/Styrmedel-for-miljovanliga-val/Olika-typer-av-styrmedel/Om-information-som-styrmedel/> (2009-09-29)

Skatteverkets hemsida,
<http://www.skatteverket.se/skatter/mervardesskattmoms/allmant/2512eller6moms.4.7459477810df5bccdd480005156.html> (2009-11-04)

Bilaga 1 Bruttolista

Bruttolista över styrmedel föreslagna på genomförda workshops

Tabellen visar bruttolistan över de styrmedel som föreslagits på de workshops som genomförts inom projektet, samt de förslag som framkom i tidigare arbete med GRK-strategin. (●) markerar att förslaget kom upp under respektive workshop. I de fall samma förslag dök upp i flera sammanhang har detta inte alltid markerats..

Förslag på styrmedel	Avfallsrådet	FoProg Hållbar avfallshantering	International Expert Group	Arbetet med GRK-strategin
Avfallsminimering och återvinning				
Stöd och lagstiftning för kooperativa lösningar		●		
Riktad info om attityder för att styra (bort från) konsumtion		●		
Non-consuming generation m Carolina Klüft		●		
Nationellt mål att minska avfallsmängden		●		
Väl underbyggda mål för avfallsflöden	●			
Information och statistik om avfallsmängder	●			
Pantsystem på produkter och material	●			
Råvaruskatter på t ex malmer och energi	●			
Höjd moms	●			
Minskad skatt på arbete	●			
Subventioner av varor och tjänster med avfall	●			
Skatt på material och materialanvändning		●		
Råvaruskatter på t ex malmer och energi		●		

Förbud		•		
Sänkt moms på tjänster		•		
Differentierad moms		•		
Standardiserande förpackningar för återbruk, t ex returflaskor			•	
höj skatten på naturgrus				•
Skatt på råvaror, t ex skatt på vissa materialflöden (t ex järnmalm eller stål) eller totala bulkflöden (t ex massbaserad skatt på inflöden)				•
Vinst (t ex minskad skatt) vid aktivt arbete med avfallsminimering	•			
Punktskatt på engångsprodukter	•			
Påverka allmänhetens attityder för att uppmuntra konsumtion av lyxvaror			•	
Stöd till "waste minimisation" arbete på företag				•
Krav på "waste minimisation" arbete på företag i samband med koncessioner				•
Viktsbaserad avfallstaxa				•
Avfallsminimeringsklubbar (Typ som i England)				•
Kretsloppsrådet informerar sina medlemmar om åtgärder för att minimera avfall vid byggproduktion.				•
Ngn tilldelas ansvaret för nå målen om avfallsminskning.				•
Krav på att produkter och förpackningar utformas för att minimera avfallsmängderna.				•
Avgifter Tidigt		•		

Uttagsrätter på råvaror (global ransonering)		•		
"Reklam - ja, tack!"		•		
Teknikupphandlingar med krav på materialeffektivitet		•		
Stöd till ny teknik		•		
Stöd till ny FoU			•	
Forskning och utveckling för ökad materialeffektivitet tillsammans med industrin	•			
Deponering				
Förbud mot deponering av vissa avfallsslag				•
Höja skatter (deponiskatt och avfallsförbränningsskatt)		•		•
Breddad deponiskatt till fler avfallsslag				•
Tydligare regler för när vissa material ska deponeras eller kan återanvändas.				•
Energiutvinning				
Ny förbränningsskatt som bara är på fossilt kol				•
Förbud mot förbränning av vissa avfallsslag		•		•

Utvidga dagens förbränningskatt genom att inkludera industriavfall (Danmark, 1987))				•
"Förbränningsrättigheter" för avfallsförbränning (undersökt i Danmark)				•
Utsläppsrättigheter				•
Förbränningskatt utnyttjas för att ge stöd till biol behandling och återvinning				•
Avfallsförbränningskatt riktad mot den fossila delen, plaståtervinning				•
Generella styrmedel				
Metoder för konsekvensanalyser	•			
Olika slags informationskampanjer till hushåll		•		•
Olika slags informationskampanjer till olika typer av företag och industrier		•		•
Information till tillverkare och antagligen också till användare/konsumenter så att de vet vilka miljö- och hälsovinster som kan göras.				•
KO som påtryckare genom remisser o deltagare i utredningar, för att påverka olika aktörer att ge bättre möjligheter att konsumera miljövänligt.				•
Påverka attityder till avfallsklassade produkter.				•
förbättra informationen till konsumenter				•
krav på tydlig information till konsumenter om produkters miljöpåverkan och hur de ska hanteras under användning och i avfallsledet				•

Ekonomisk ersättning till avfallsleverantörer (hushåll och företag) som levererar avfall på rätt ställe				•
bättre insamlingssystem för farligt avfall från privatpersoner och verksamheter				•
ställ krav på kommuner (eller sätt upp mål) att underlätta sortering av avfall, inkl. farligt avfall, för hushåll och småföretag				•
sätt tydliga nationella miljömål för olika sektorer på avfallsområdet				•
Information, utbildning och opinionsbildning för att konsumera med tjänster (?)	•			
klimatmärkning	•			
Information om upphandling av avfallstjänster	•			
Sprida goda exempel och information	•			
Tydliggöra avfallskrav vid tillståndsprövning	•			
Miljörapporter	•			
Stöd till Benchmarking	•			
Intervention (information i kombination m praktisk handledning)		•		
Information om hälsoeffekter		•		
Sustainability card med stämplat som ger pengar		•		
Tillsyn baserad på hänsynsregler i miljöbalken		•		
Krav på avfallsrapportering i miljörapporterna eller årsredovisning	•	•		
Enhetlig nomenklatur		•		

Infotainment om t ex heminredning		•		
Nyckeltal/statistik med feedback		•		
bättre kontroll och tillsyn av farligt avfall				•
tillsynskampanj som innefattar hanteringen av farligt avfall i byggbranschen				•
förbättra hanteringen av och utsorteringen av farligt avfall på byggarbetsplatser				•
Krav på att företag ska ta fram avfallsplaner (Ändring i avfallsförordningen?)				•
Inte låta avfallsklassning vara grund för särskilda kontrollkrav av en produkt.				•
Ändra regelverket för när avfall kan klassas som råvara				•
Klimatskatt	•			
Lagstiftning: Förbud/påbud		•		
Negativ märkning/varningstext		•		
Subventioner (t ex LiP-bidrag)				•
Minskad skatt på tjänster och ökad skatt på varor (t ex genom ändrad arbetsgivaravgift eller moms)	•	•		•
ekonomiska styrmedel (miljöstörande, resursslösande varor/tjänster dyrare), t.ex. lägre moms på miljömärkta varor				•
Bilda ett institut eller kompetenscentrum för grön kemi.	•			

Stödja hemkompostering genom t ex utbildning och ge ut kompostutrustning			•	
Utbildning för produktutveckling på högskolenivå, t ex särskild satsning på design och verktyg för avfallsprevention,			•	
Subventionera lokala marknader			•	
Handböcker för avfallsproducenter	•			

Bilaga 2 Beskrivningar av övriga styrmedel

1 Punktskatt på engångsprodukter

Utformning

McDonnell (2008) konstaterar att det akademiska intresset på miljöskatteområdet har huvudsakligen riktad sig mot skatter på energi, luft- och vattenföroreningar samt avfall, och således har produktskatter varit ett negligerat område. Han definierar produktskatter som en skatt som antingen betalas per enhet skadlig ämne som ingår i en produkt, eller *en skatt på själva produkten om målet är att minska konsumtionen av den produkten i allmänhet*. Där forskning har skett har den huvudsakligen riktad sig mot den förra sortens problem, t.ex. kolhalten i specifika fossila bränslen. På avfallsområdet har det mesta uppmärksamhet riktats mot utsläpp som genereras av producenterna. Till exempel Conn (1977) diskuterar en skatt på förpackningar i Kalifornien, som skulle betalas av tillverkare av förpackningarna, och skulle omfatta en reduktion eller undantag till återanvändbara förpackningar. Conn hävdar att en skatt på US\$ 0,01 – 0,02 per behållare (i 1977 års penningvärde) skulle vara effektivt i att minska avfallsmängden t.o.m. 11 % och användandet av råmaterial med 10 %. Skatten skulle mest påverka förpackningar tillverkade av billiga material (t.ex. pappersförpackningar), och skulle kunna leda till ett skift i förpackningstyp (t.ex. från hårda till mer flexibla material).

Ett annat förslag från Conn (1977) är en värdebaserad skatt på icke-hållfasta produkter som t.ex. förpackningar, engångsprodukter osv. Även denna skatt skulle betalas av tillverkare, och föreslås omfatta en reduktion eller ett undantag till produkter som använder återvunna material eller som är designade för att återanvändas. Skatten skulle förväntas leda till att billigare former av produkten skulle få en konkurrensförmån och att konsumtionen av dessa produkter i överlag skulle minska. Huruvida skatten skulle minska avfallsmängden förblir dock osagt, eftersom värdet på en vara inte nödvändigtvis har någon korrelation till avfallsmängden. Ett alternativ som skulle ge incitament till konsumenter att minska sin efterfrågan för engångsprodukter skulle då vara en skatt som betalas av direkt konsumenterna, i stil av den Irländska avgiften på plastpåsar som beskrivs av McDonnell (2008).

Andra styrmedel för engångsprodukter

Conn (1977) diskuterar även en subvention som skulle ges till kapitalkostnader för att konvertera från icke-återanvändbara till återanvändbara produkter. Denna subvention skulle kunna ges antingen i form av lägre skatter eller lån med låg ränta och/eller statlig garanti. Den skulle ges till tillverkare, distributörer, detaljhandlare och relaterade industrier, för att gå t.ex. från engångs- till återanvändbara dryckesbehållare. Buñuel (2008) tar frågan vidare och analyserar omtillverkning (remanufacturing) av varor.³ Detta skulle kunna vara ett alternativ till åtminstone en del av engångsprodukterna.

Enligt Buñuel (2008) är det största hindret mot tillväxten i omtillverkningsindustrin att originaltillverkarna tenderar att se omtillverkningsindustrin som en konkurrent, vilket är också

³ Omtillverkning betyder att så mycket av en varus förädlingsvärde som möjligt behålls för användning i nya produkter. I praktiken tar man den gamla varan i bitar, rengör dessa och undersöker för skador och slitage. De komponenter som inte kan återanvändas eller repareras kastas bort och ersätts med andra – nya eller reparerade, – alla användbara komponenter renoveras, sätts ihop och säljs. Omtillverkning sparar på naturresurser (och kapital och arbetskraft) och genererar inte lika mycket avfall som t.ex. återvinning. Exempel på varor som kan omtillverkas är luftkonditioneringskompressorer, maskiner för att skära metall med, industriella ventiler, tonerkassetter, däck, engångskameror och förgasare, osv.

fallet ifall konsumenterna uppfattar varorna som substitut, och givet att originaltillverkarna har marknadsmakt. Således designar originaltillverkarna sina produkter så att de blir så svåra som möjligt att omtillverka. Buñuel kommer dock fram till att originaltillverkarna kan förmå att internalisera alla de effekter som deras tekniska val har på den omtillverkande industrin ifall de görs ansvariga för kasseringen av sina produkter efter konsumenterna har gjort sig av med dem. I detta fall kommer originaltillverkare med marknadsmakt utesluta omtillverkade företag från marknaden enbart när det är socialt optimalt, men de själva kommer aldrig att omtillverka i optimala mängder.

Erfarenheter

En produktskatt på plastpåsar har introducerats i Irland år 2002 för att minska skräpning. Detta analyseras av McDonnell (2008), som hävdar att avgiften har lett till en 94 % fall i användandet av plastpåsar i Irland. P.g.a. flera faktorer, bl.a. inflation och ökad försäljning (växande ekonomi), har minskningen relativt till situationen innan minskat något, men konsumtionen av plastpåsar var fortfarande 91 % lägre år 2007 än initialt. Således har avgiften haft en avsevärd miljöeffekt. Tyvärr har det inte genomförts någon analys av kostnaderna för introduktionen av avgiften (bl.a. förlust av konsumentöverskott), varken av regeringen eller av McDonnell, så det är omöjligt att bedöma huruvida kostnaden för avgiften har överstigit den miljönytta som den åstadkommit.

Potentiella för och nackdelar

McDonnell (2008) summerar vissa faktorer som har bidragit till att introduktionen av avgiften på plastpåsar i Irland var en sådan framgång. Dessa omfattar:

- Det finns ett krav på stark politisk ledarskap på högsta (ministeriella) nivå. Introduktionen av liknande lagstiftning har misslyckats i andra länder där detta ledarskap saknades.
- Det behövs ett välfungerande system för insamling av skatter, som kan modifieras till en låg kostnad.
- Policy processen hade fokus på synligheten av plastpåsenedskräpning istället för att göra en analys av plastpåsarernas andel av all avfall. Plastpåsenedskräpning konstituerar sannolikt en liten andel av all avfall eller nedskräpning t.ex. om mätt i vikt. Den är dock en mycket synlig form av nedskräpning ute i naturen.
- Industrin som tillverkar plastpåsar måste vara med på förslaget åtminstone på någon nivå. Industrin för plastpåstillverkning är mycket svag i Irland, de flesta påsarna importerades, och företagen kunde diversifiera sin produktion till andra områden. Även andra intressenter var mycket involverade i policy processen från början.
- Det Irländska Finansministeriet var öppet för en kompromiss om hur intäkterna från avgiften skulle användas – de går direkt till Miljöministeriets budget. Detta hjälpte till att motivera avgiften till allmänheten som kunde se en direkt koppling till miljön.
- Irland har en politisk kultur som är öppen till annorlunda lösningar inom olika områden (Irland var först att introducera låga företagsskatter och rökförbud på alla arbetsplatser).

Referenser

Buñuel, M. (2008) *The effectiveness of a take-back policy to avoid the non-optimal exclusion of remanufacturing*. Paper presented at the 16th annual EAERE conference in Gothenburg, 25-28 June, 2008.

Conn, W. D. (1977) Waste reduction. Issues and policies. *Resources Policy*, March, 23-38.

McDonnell, S. (2008) *The Irish plastic bag levy – A review of its performance 5 years on*. Paper presented at the 16th annual EAERE conference in Gothenburg, 25-28 June, 2008.

2 Uttagsrätter

Utformning, erfarenheter samt potentiella för- och nackdelar

Tanken är att begränsa uttaget av icke-förnybara naturresurser för materialproduktion. Systemet kan fungera analogt med handeln med utsläppsrätter för CO₂, dvs man inför ett "tak" på hur stort uttaget av den aktuella naturresursen (t ex järn) får vara per år. Detta tak kan sedan successivt minskas. För att få göra ett uttag av den aktuella naturresursen krävs att man köpt en uttagsrätt på motsvarande mängd. Uttagsrätter kan t ex ges ut av staten i det land som naturresursen finns. Summan av uttagsrätterna ska motsvara det aktuella "taket". Handel med uttagsrätter kan också ske om vissa företag inte utnyttjar hela den mängd man köpt medan andra företag vill skaffa sig rätten till större uttag. Systemet med uttagsrätter kan därmed få flera positiva effekter:

1. Genom "taket" begränsas den mängd produktionsavfall som faller vid uttag av naturresursen
2. Kostnaderna för uttagsrätterna gör att produktion från icke-förnybara naturresurser blir dyrare, vilket bör öka lönsamheten för materialåtervinning
3. Generellt stiger kostnaderna för material vilket kan leda till att produkter designas med mindre materialinnehåll. Därmed minskar även avfallsmängderna på sikt när produkterna tjänat ut sin livslängd och inte längre är möjliga att materialåtervinna

Styrmedlet påminner en del om systemet med återvinningscertifikat och även dagens producentansvar. I dessa tre system sätter samhället upp en kravnivå som nationen/nationerna som helhet ska uppfylla men man låter därefter marknaden själv avgöra hur målet ska nås för att på så sätt få kostnadseffektiva lösningar.

En nackdel med styrmedlet är sannolikt att det måste införas i ett stort geografiskt område för att få effekt (jämför handeln med utsläppsrätter för CO₂ som gäller hela EU), vilket kan bli svårt/ta lång tid. Om ett land inför uttagsrätter är det möjligt att uttaget av naturresurser flyttar till ett land där denna kostnadspåлага inte finns. Det bästa vore därför att få detta styrmedel att gälla globalt för att undvika "flytteffekter". Alternativt måste detta regleras med deklARATIONER i handeln mellan nationerna. Utifrån de förhandlingar som sker rörande minskade utsläpp av växthusgaser kan vi konstatera att det tar lång tid för många parter med vitt skilda intressen att komma överens.

Hittills har vi inte kunnat identifiera om detta styrmedel tillämpas eller är på gång att tillämpas i något land.

3 Styrmedel som syftar till att styra och påverka konsumtion

Utformning

Konsumtion av olika varor och avfallsgenerering hänger intimt ihop. Varorna är normalt förpackade när de köps så att förpackningsavfall uppstår när de har packats upp. Varorna kasseras sedan när de är uttjänta.

Det finns flera idéer hur kopplingen mellan konsumtion och avfallsgenerering kan brytas:

- Allmänt att försöka få folk att konsumera mindre, antingen generellt eller riktat mot särskilda produktgrupper.
- Styra konsumtionen mot sådant som ger upphov till mindre avfall. Ökad konsumtion av lyxartiklar kan antas minska avfallet (per konsumerad krona), likaså att konsumera tjänster i stället för varor.

Det finns flera metoder att påverka folks konsumtionsvanor:

- Allmän och riktad **information** om miljöfarorna med konsumtion, för att förhoppningsvis få folk att tänka till när de ska konsumera.
- Budskapet kan ofta komma fram bättre om det är kända personer som visas upp som **förebilder**. Exempelvis har Carolina Klüft använts som ledfigur när det gäller att handla rättvisemärkt.
- Riktade **skatter**, t.ex. riktad moms, på varor som är "avfallsbelastande".
- **Förbud** mot vissa varor. Detta finns redan vad gäller särskilda substanser som PCB, kvicksilver, m.m.. I några utvecklingsländer har man t.ex. infört förbud mot plastpåsar.

Erfarenheter

Inga erfarenheter av detta har hittats i litteraturen vad gäller avfallsminimering generellt, däremot finns flera exempel vad gäller förbud av kemiska substanser.

Potentiella för- och nackdelar

Endast information är antagligen inte tillräcklig. Det måste sannolikt kombineras med andra styrmedel.

Referenser

Geyer-Allély, E. and Zacarias-Farah, A. (2003) Policies and instruments for promoting sustainable household consumption. *Journal of Cleaner Production* 11(8): 923-926.

GTZ, CSCP, Wuppertal Institute.(2006) *Policy Instruments for Resource Efficiency*.

http://www.scp-centre.org/uploads/media/GTZ-CSCP-PolicyInstrumentsResourceEfficiency_01.pdf

<http://www.rattvisemarkt.se/obj/docpart/3/346cf3ec88894604cb51b500ade28e11.pdf>

4 Stöd och lagstiftning för kooperativa lösningar

Utformning

Kooperativa lösningar innebär här gemensamt ägande av t.ex. bilar, cyklar, gräsklippare, m.m. Kooperativa lösningar diskuteras framför allt när det gäller utrustningar/fordon/etc som man inte behöver hela tiden utan kan samäga med andra. Kopplingen till avfallsminimering är dels att man behöver färre saker om de ägs tillsammans, vilket ger mindre avfall, och också att man kanske använder sakerna totalt sett mindre.

Ett exempel på kooperativ lösning är bilpool, bilkooperativ, eller bilförening. Bilpool är korttidshyra av bil med självbetjäning. Bilpool är ett sätt för både privatpersoner och företag att använda bil. Bil kan normalt bokas genom internet eller telefon och man betalar vanligen bara för den tid man använder bilen. För att inte utsätta enskilda medlemmar för onödigt stora ekonomiska risker är bilföreningar ofta juridiska personer organiserade som ekonomisk förening. För en ekonomisk förenings förpliktelser svarar, enligt svensk lag, endast

föreningens tillgångar. Det förekommer även andra varianter på att dela bil som när en firma erbjuder ett personligt avtal om tillgång till hyrbil med var och en i en grupp. Ytterligare en annan variant är när medlemmar gemensamt använder en bil som ägs av någon enskild medlem t ex SAMBIL i Västerås. Det finns också små bilpooler där två-tre familjer delar bil.

I en bilförening delar medlemmarna på de fasta kostnaderna för en eller flera bilar. Detta skapar flera fördelar ur miljösynpunkt. Till exempel kör medlemmen mindre på grund av att körningen blir planerad. Genom samutnyttjandet skapas ett ökat ekonomiskt utrymme för användning av fordon med bättre miljöegenskaper. Förutsatt att föreningen har flera olika stora fordon kan medlemmen anpassa fordonets storlek efter ärende. Medlemmen slipper därmed köra omkring med ett onödigt stort fordon, vilket i de flesta fall reducerar miljöbelastningen. Dessutom kan underhållet av fordonen förbättras.

Även om bilpooler är den vanligaste typen av kooperativt ägande finns det möjligheter även för andra produktgrupper.

Erfarenheter

En amerikansk studie av 'The Transportation Research Board' visar att bilpooler kan hjälpa till att minska på resande samtidigt som möjligheterna till mobilitet ökar. Emellertid finns risken att bilpoolerna endast blir framgångsrika i stadsmiljöer.

Potentiella för- och nackdelar

- De direkta verkningarna på genererade avfallsmängder är i praktiken begränsade så länge som de kooperativa lösningarna inte är allmänt utbredda. Uttjänta fordon utgör dock en relativt stor del av det farliga avfallet i Sverige (17 % av allt farligt avfall i Sverige utgörs av uttjänta fordon). Om en stor del av de svenska hushållen valde bilpoolslösningar skulle sannolikt antalet bilar minska, vilket på sikt också bör minska antalet skrotade bilar

Referenser

Gröna Bilister. *Att dela bil*.

http://www.gronabilister.se/file.php?REF=a684ecee76fc522773286a895bc8436&art=44&FILE_ID=2004026133931.pdf

The Transportation Research Board. *Car-Sharing: Where and How It Succeeds*. TRB's Transit Cooperative Research Program (TCRP) Report 108: The Transportation Research Board, Washington, USA. http://trb.org/news/blurb_detail.asp?id=5634

5 Pantsystem

Utformning

Ett pantsystem är egentligen en kombination av en skatt och en subvention. Konsumenten av en förpackning/produkt har rätt att få tillbaka panten om hon/han lämnar tillbaka produkten till en auktoriserad mottagare/återvinnings/återanvändningsstation. För att få rätt till denna ersättning kan konsumenten ha tvingats till att betala en formell pant när produkten i fråga köptes, eller ha betalat högre pris för produkten. (Pearce och Turner, 1993.) Pantsystem kan skapas t.ex. för olika produktgrupper, eller för olika material. I det förra fallet betalas för retur av varan (t.ex. standardiserade förpackningar för återanvändning, där förpackningen returneras mot pant och kan sedan återanvändas), och i det senare för retur av materialet, där varan/materialet antingen återvinns eller återanvänds.

Enligt Kinnaman och Fullerton (1999) har flera ekonomiska studier talat för pantsystem. Dessa omfattar Dinan (1993), Dobbs (1991), Fullerton och Kinnaman (1995), Palmer och Walls (1994, 1997), Fullerton och Wu (1998) samt Atri och Schellberg (1995). För att leda till en effektiv resursallokering säger ekonomisk teori att panten ska sättas lika med den sociala marginalkostnaden för att göra sig av med det resulterade avfallet, och den optimala återbetalningen måste vara lika med skillnaden mellan den externa marginalkostnaden från avfallet och den externa marginalkostnaden från återvinning. Om den externa kostnaden från återvinning är noll är återbetalningen lika med panten. Så länge transaktionskostnaderna är låga kan återbetalningen gå antingen till hushållen som återvinner eller till producenten som använder återvunnet material i produktionen. Om återbetalningen ges till hushållen kommer ökningen i utbud leda till lägre priser för återvunnet material. Om återbetalningen går till företagen kommer företagen att öka efterfrågan för återvunnet material, vilket driver upp priset för hushållen (Atri och Schellberg, 1995). Vidare tycker Fullerton och Wu (1998) att ett pantsystem ger företagen incitament att designa sina produkter så att de blir lättare att återvinna. Hushållen i sin tur efterfrågar sådana produkter för att kunna återvinna och få tillbaka återbetalningen. Detta resultat är viktigt eftersom det kan vara svårt att öka varornas återvinningsbarhet genom administrativa åtgärder. (Kinnaman och Fullerton 1999.) Slutligen kommer Aalbers och Vollebergh (2005) fram till att ett pantsystem är optimalt även när man tar hänsyn till att hushållen måste separera blandat avfall. Såsom var fallet i Fullerton och Kinnaman (1995), beror även i detta fall den optimala nivån av panten på miljökostnadsstrukturen av legal avfallsdeponering mot illegal dumpning.

Nationalekonomerna har även diskuterat vissa implementeringsfrågor som relaterar till pantsystem. Palmer och Walls (1994) argumenterar för att ett pantsystem skulle vara lättare att genomföra än en skatt på jungfruliga råvaror kombinerad med en subvention för konsumtion. Företagen kan motsätta sig en skatt på jungfruliga varor, vilket skulle göra det svår genomförbart. Vidare kan en subvention till återvinning få stöd från de hushåll som är mycket miljömedvetna. Mindre information krävs för att genomföra ett pantsystem. Om ett pantsystems administrativa kostnader är höga föreslår Dinan (1993) att man kan välja ut vissa produkter som utgör en stor del av avfallsmängden (t.ex. tidningspapper), eller som har mycket höga sociala marginalkostnader för avfallsstadiet (t.ex. batterier). Enligt Palmer och Walls (1999) skulle en skatt på producerade mellanprodukter som kombinerades med en subvention som betalades till återvinnarna behålla samma effektivitetseffekter som ett pantsystem men skulle ha lägre administrativa kostnader.

Potentiella för- och nackdelar

Pearce och Turner (1993) listar för och nackdelar med pantsystem. Fördelarna inkluderar:

- Pantsystem befrämjar återvinning och minskar nedskräpning.
- Pantsystem kan vara relativt sett mindre regressiva (än miljöskatter) beroende på hur mycket kostnaden för förpackningen ökar p.g.a. extra systemkostnader och på huruvida de fattigare är flitigare i att lämna tillbaka de pantbelagda behållarna. Prisökningarna balanseras åtminstone delvis av panten.
- Om målet med pantsystem inte är återvinning kan den användas för trygg avfallshantering.

Nackdelar med pantsystemet är bl.a.:

- Pantsystem skapar inga intäkter
- Kan vara administrativt krävande

Referenser

- Aalbers, R.F.T. and Vollebergh H.R.J. (2005) *An economic analysis of mixing wastes*. Tinbergen Institute Discussion Paper TI 2005-094/3.
- Atri, S. and Schellberg, T. (1995) Efficient management of household solid waste: A general equilibrium model. *Public Finance Quarterly*, 23 (1): 3-39
- Dinan, T.M. (1993) Economic efficiency effects of alternative policies for reducing waste disposal. *Journal of Environmental Economics and Management* 25 (3): 242-256.
- Dobbs, I. M. (1991) Litter and waste management: Disposal taxes versus user charges. *Canadian Journal of Economics* 24 (1): 221-227.
- Fullerton, D. and Kinnaman, T.C. (1995) Garbage, recycling and illicit burning or dumping. *Journal of Environmental Economics and Management* 29 (1): 78-91.
- Fullerton, D. and Wu, W. (1998) Policies for green design. *Journal of Environmental Economics and Management* 36 (2): 131-148.
- Kinnaman, T. C. and Fullerton, D. (1999) *The economics of residential solid waste management*. NBER Working Paper Series, 7326. Cambridge, MA.
- Palmer, K and Walls, M (1994) *Materials use and solid waste: An evaluation of policies*. Resources for the Future Discussion paper 99-12.
- Palmer, K and Walls, M. (1997) Optimal policies for solid waste disposal: Taxes, subsidies, and standards. *Journal of Public Economics* 65 (2): 193-205.
- Pearce, D.W. and Turner, R.K. (1993) Market-based approaches to solid waste management. *Resources, Conservation and Recycling* 8: 63-90.

6 Förbud mot jungfruliga material i konstruktioner på deponier

Utformning

Genom att förbjuda jungfruliga material i konstruktioner på deponier (tätskikt, vallar, avdelare inom deponin etc.) skulle man potentiellt kunna öka användningen av avfall som kan användas som anläggningsmaterial på deponin. Ett tvång skulle medföra en ökad acceptans och inte ge möjlighet till försiktighetslösningar. Det skulle också leda till att uttaget av jungfruliga material skulle minska – alltså en resursbesparing. Några viktiga parametrar finns att ta hänsyn till;

- Avfallet måste uppvisa samma konstruktionsegenskaper som det jungfruliga materialet.
- Det får inte föreligga någon ökad risk för miljön, t.ex. vad gäller lakvatten från avfallet. Eventuellt lakvatten från avfall som används i konstruktioner under tätskiktet (mycket vanligt redan idag p.g.a. deponiskatten) samlas upp i det lakvattensystem som deponin har. Avfall som används ovan tätskikt kan generera lakvatten som då kan behöva tas omhand, om man inte bedömer det som riskfritt.

Ett alternativ till ett strikt förbud är att istället kräva att man som förstahandsval ska överväga avfall som konstruktionsmaterial istället för jungfruliga dito. Det är viktigt att man vid miljöbedömningen prövar användningen ur ett samlat miljöperspektiv.

Erfarenheter

Inga kända som speglar ett förbud. Däremot finns många erfarenheter och försök med användning av avfall som konstruktionsmaterial på deponier.

Potentiella för- och nackdelar

I konstruktioner under tätskikt på deponier används redan i dag till största delen avfall som är lämpat för ändamålet. Förbudet skulle alltså i första hand medföra en ökad användning av avfall ovan täck-/tätskikt.

Hinder för detta skulle kunna vara Naturvårdsverkets ”Kriterier för avfall i anläggningsändamål”, ett förslag till handbok som varit ute på remiss och som nu omarbetas av Naturvårdsverket. I remissutgåvan fastslår man haltgränser för utsläpp som gör att vissa avfall inte blir tillåtna att användas utan prövning av tillsynsmyndigheten (enligt remissvaret kommer samma resonemang att råda även fortsättningsvis). Dock kan sådan prövning genomföras (och genomförs ändå i samband med täckning av deponier) så detta är troligtvis inget större hinder.

Ytterligare en aspekt är ”försiktighetsprincipen” som kan medföra resonemanget att vi har bristande kunskaper om avfallens beskaffenheter på lång sikt, d.v.s. långtidseffekter. Detta påverkar då troligen avfall som är tänkt att användas ovan tätskiktet.

7 Regler kring avfall som råvara

Utformning

Ett avfall kan i många fall användas på samma sätt som en produkt, det handlar t.ex. om schaktmassor eller ballastmaterial som kan användas i anläggningsarbeten och där ersätta jungfruliga material. Dock följer med begreppet ”avfall” ett annat regelverk än för produkter. Dessa regelverk är också på väg att ändras. Det nya avfallsdirektivet och REACH kommer att koppla till varandra och vad det får för konsekvenser är ännu inte säkert. I det nya avfallsdirektivet har kommissionen infört begreppet ”bi-produkt” vilket medför gränsdragningen mellan avfall och biprodukt blivit klarare. Det kommer dock ta ett antal år innan direktivet är genomfört, kommissionen arbetar nu med att utforma de kriterier som ska ligga till grund för bedömningen om det rör sig om avfall eller bi-produkt.

I dagsläget upplever många avfallsproducenter att man i och med benämningen avfall möts av en större skepsis och/eller andra villkor än om man har en ”produkt”. Ett exempel är att man för att få använda avfall i anläggningsändamål måste söka tillstånd hos länsstyrelsen vilket försenar processen såpass att entreprenören på grund av detta inte väljer avfallet utan tar en ”produkt” t.ex. naturgrus istället. Detta leder till att man bland avfallsalstrare i industri och näringsliv idag pratar om produktifiering av avfall. Detta bygger på att man kan visa att avfallet inte har någon negativ miljöpåverkan (jämfört med den produkt som ersätts) och kan användas som produkt. Detta har lett till att många industrier har valt att klassa sina avfall enligt REACH.

Denna diskussion kopplar också till "end-of-waste"-begreppet i EU:s nya avfallsdirektiv liksom till förändrade kriterier för att underlätta återvinning i anläggningsarbeten som Naturvårdsverket håller på att utforma.

Potentiella för- och nackdelar

En klassning som råvara gör möjligtvis avfallet mer attraktivt på marknaden i och med de hinder som idag finns för användning av avfall i olika sammanhang. Avfallsalstrare har därför inget att förlora på en omklassning. Det måste säkerställas att avfallet inte medför en större miljöpåverkan än det material/den produkt man ersätter, när detta väl är gjort ska inga hinder finnas kvar för användande. Det förutsätter att det finns nationella/internationella kriterier för när detta är lämpligt.

8 Certifieringssystem och standarder för återvunna material

Utformning

Genom certifiering och standarder av återvunna material kan man säkra kvalitén på materialet och därmed på den produkt som tillverkas av återvunnen råvara. På så sätt kan man bemöta argumentet att återvunnen råvara (avfall) skulle ge tveksam kvalitet på efterföljande produkt eller att tillverkaren inte är säker på den återvunna råvarans kvalitet och därför väljer en jungfrulig råvara istället.

Även detta område kopplar till arbetet med end-of-waste kriterier liksom till det arbete med standarder som pågår inom ramen för byggproduktförordningen. Byggsektorn är ju en bransch med långa livscykeltider, där samtidigt mycket avfall genereras i samband med nybyggnation men också vid rivning och ombyggnation. Avfallet har dessutom potentiellt farligt innehåll. På grund av de långa livscykeltiderna kan avfallets farlighet/ innehåll kan vara helt okänt för den som har hand om rivning/ombyggnation (avfallsalstraren). Problemet beskrivs närmare i KemIs rapport "Bättre information om farliga ämnen i byggmaterial".

Erfarenheter

Certifieringssystem finns idag t.ex. för rötrest och kompost (s.k. biogödsel). Intresset hos dem som producerar biogödslet är stort, liksom hos dem som tar emot gödslet. Dock behöver man kommunicera ytterligare kring biogödslets fördelar och kring certifieringen. Certifieringen har förmodligen inte ökat mängden återvunnet biologiskt avfall (i form av biogödsel) (enl Avfall Sverige) men däremot ökat intresset och efterfrågan så att transportererna har kunnat minska (fler intresserade på närmare avstånd).

Potentiella för- och nackdelar

Ett certifieringssystem kräver en organisation bakom så att man garanterar oberoende granskning etc. Det är troligen lättare att genomföra på vissa material än andra och för vissa är det troligen olämpligt.

Referenser

www.avfallsverige.se

http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/Rapporter/Rapport2_07_byggmaterial.pdf

9 Nya och tydligare regler för att utnyttja avfall som anläggningsmaterial

Utformning

Tydligare regler skulle kunna innebära att en del avfall som idag deponeras kan användas i konstruktioner av olika slag. Idag finns det stora osäkerheter framförallt från tillståndgivande myndigheter som ofta omöjliggör återvinning. Det krävs också tillstånd för användning av avfall i konstruktioner (t.ex. vägar) vilket innebär att det blir en för tidskrävande process att utnyttja avfall och att det då blir jungfruliga material som används istället.

Naturvårdsverket kom under våren 2008 med en remissutgåva av en handbok avseende kriterier för användning av återvunna material i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket 2008). Handboken presenterar maximala nivåer för tio olika ämnen för två olika typer av användning, som deponitäckning och allmän användning. Tanken är att man om man har ett avfall som överskrider dessa halter ändå ska ges möjlighet att använda det men att det då krävs ytterligare prövning och tillstånd från tillsynsmyndigheten. Handboken har varit ute på remiss och Naturvårdsverket bearbetar den nu ytterligare. Av remissvaret framgår att man avser att behålla handboksformen samt grundtankarna som presenteras i remissutgåvan.

Genom att utveckla forskningen på området kan askors förmåga som anläggningsmaterial kartläggas ytterligare. Forskningen behövs både för att utreda farlighet (potentiell lakbarhet av farliga ämnen främst) och konstruktions egenskaper.

Naturvårdsverket skulle kunna utarbeta ytterligare kriterier och riktlinjer för hur man som avfallsalstrare av potentiellt återvinningsbart material respektive anläggare med materialbehov ska gå till väga för att öka återvinningen av dylika avfall på ett miljömässigt säkert sätt. Förslaget om utökad forskning kring askor i anläggningsändamål är lätt genomförbart förutsatt att det är ett spår som Naturvårdsverket vill utveckla. Frågan är om resultaten skulle leda till en ökad användning av askor i anläggningsarbeten. Det kräver att både alstrare och potentiella mottagare håller sig uppdaterade och att resultaten kommuniceras

Den här diskussionen kopplar till iden om att man bara ska få använda återvunna material vid deponibygen.

Erfarenheter

Många industrier (avfallsalstrare) vittnar om hur de inte får avsättning för sitt avfall som skulle kunna användas i anläggningsändamål (för det är oftast den typen av avfall som det handlar om i alla fall om alternativet är deponering), detta på grund utav att materialet då det är avfallsklassat måste genomgå tidskrävande tillståndsprövningar. Samtliga branscher (avfallsalstrare, avfallsbranschen och byggbranschen) efterfrågar en mer långtgående handbok eller motsvarande för att underlätta för den här typen av återvinning samtidigt som man minimerar riskerna för en negativ miljöpåverkan.

Potentiella för- och nackdelar

Om det blir lättare att använda avfall som anläggningsmaterial kan deponering av avfall minska. Det kan dock komma i konflikt med miljömålet giftfri miljö.

Ändringar av regler skulle troligtvis vara lätt genomförbart eftersom det efterfrågas av många branscher.

Referenser

Naturvårdsverket (2007) *Användning av avfall i anläggningsarbeten – förslag till handbok*, Remissutgåva 2007:XX, Naturvårdsverket, Stockholm.

10 Utbildning på högskolenivå för produktutveckling och användning av återvunna material mm

Utformning

Idén med styrmedlet är att skapa en särskild utbildning med konstruktörer och produktutvecklare som målgrupp, där man fokuserar på produktutveckling med ecodesign och avfallsminimering i fokus, samt användning av återvunna material.

Erfarenheter

Det har t.ex. i diskussioner om återvunnen plast som konstruktionsmaterial med tillverkare och leverantörer av återvunnen råvara kommit fram att det som saknas är ett "sug" efter återvunnen råvara. Detta skulle man skapa genom att konstruktören inför mer återvunnen råvara i produkten.

Potentiella för- och nackdelar

- Design och verktyg för avfallsprevention kanske inte bör vara i fokus. Det skulle vara bättre med design och verktyg för livscykel tänkande vid produktutveckling.
- + Mycket av avfallsproblemen skulle kunna lösas genom bättre design och utformning av produkter.

Det kan vara svårt att genomföra på ett bra sätt, kräver att konstruktören är intresserad redan från början. Kan vara nödvändigt att ta in på en tidig nivå i t.ex. utbildningar för att få genomslagskraft, med risken att det tar en generation innan det får genomslag. Ett alternativ är projekt där konstruktören jobbar med en potentiell leverantör av återvunnen råvara för att på så sätt optimera användningen. Också detta kräver en intresserad konstruktör. En annan fråga är om industrin kommer att vilja anställa "gröna produktutvecklare".

11 (Ekonomiskt) stöd till användning av återvunna material

Utformning

I dagsläget finns inga direkta ekonomiska stöd till användandet av återvunna material i Sverige. Viss materialåtervinning har uppstått på grund av att det finns ett ekonomiskt intresse (t.ex. skrot) medan annan materialåtervinning har tvingats fram genom exempelvis producentansvaret, som ålagt producenterna att samla in och återvinna det material man sätter på marknaden. Producentansvaret har i många avseenden varit ett verkningfullt styrmedel. Vissa material som samlats in har dock varit svårare att finna avsättning för (däribland mjukplast) och materialen har i många fall varit nedsmutsade och av lägre kvalitet (t.ex. blandad plast), vilket medfört att de endast kunnat användas till enklare produkter. I takt med att råvarupriserna stigit har dock även efterfrågan på återvunnet material ökat. Ett stöd till användandet av återvunna material skulle kunna öka denna efterfrågan ytterligare.

Ekonomiska stöd skulle kunna vara utformade som investeringsstöd (liksom KLIMP eller LIP, se styrmedel Subventioner nedan) eller som ett bidrag baserat på den mängd återvunnet

material som används. Investeringsstöd är generellt enklare att övervaka. Då utnyttjandet av återvunna material redan idag är vanligt förekommande kan det ses som mindre lämpligt att tilldela ett alltför generellt stöd. Investeringsstöd kan istället exempelvis ges till demonstrationsprojekt. Ett stöd baserat på mängden återvunnet material skulle kunna ges när man börjar återvinna ett material som tidigare inte utnyttjats för materialåtervinning. Alternativt när någon utnyttjar återvunna material för att tillverka en typ av produkt där återvinning tidigare inte förekommit. Stödet skulle också kunna ges baserat på hur stor miljönytta som ges av den specifika återvinningen.

Även stöd som inte är av ekonomisk art är möjligt att tänka sig. Dessa skulle kunna utgöras av exempelvis ett materialbibliotek eller en marknadsplats för återvunna material. Man skulle också kunna tänka sig att Naturvårdsverket eller någon annan lämplig myndighet bygger upp en kompetens dit företag kan vända sig för att få information om möjligheten att nyttja återvunnet material. Naturvårdsverket forskningssekretariat har tagit fram ett förslag som har vissa likheter de s.k. kunskapsplattformarna vilka kan vara relevanta att studera vidare.

Erfarenheter

Inga stöd till användning av återvunna material finns implementerade, därmed finns heller inga erfarenheter kring användandet av sådana.

12 Ekonomiska incitament för att göra rätt inköp eller för att lämna rätt avfall på rätt ställe

Bakgrund

Det har i projektet dykt upp flera förslag till styrmedel som berör ekonomisk ersättning till dem som lämnar rätt avfall på rätt plats. Det finns flera tänkbara system för detta.

Två relativt gamla exempel på system där man får tillbaks pengar när man lämnar "avfallet" på rätt ställe är:

1. Bilskrotningspremien. Premie när man lämnar ett uttjänt fordon till auktoriserad skrotningsanläggningen började genomföras på 1970-talet.
2. Pant på dryckesförpackningar. Pant på glassflaskor började införas på 1970-talet. Efterhand som nya förpackningar utvecklades kom även aluminiumburk och PET-flaska att omfattas av pantsystemet.

På några ställen har "Environmental Bonus Card" eller "Sustainability Card" provats under senare år. Den underliggande tanken med korten är att, precis som vid andra bonuskort (stämpelkort t.ex.), belöna konsumenten eller motsvarande för en lovvärd insats och därigenom styra konsumenten mot ett ändrat beteende. I de flesta fall har korten använts för att styra mot köp av miljövänliga varor, men samma princip kan användas när man lämnar rätt avfall på rätt plats.

I USA har man vid återvinningscentraler i några fall har betalat till dem som lämnat sorterat avfall (Lund, 1990), men det verkar inte vara allmänt förekommande.

Erfarenheter

Bilskrotningspremien och pant på dryckesförpackningar har använts i snart 35 år.

Systemet med bilskrotningspremien upphörde 2007, då producentansvar infördes på bilar. Producentansvarsföretaget Refero (<http://www.stenametall.com/>). Meningen är att man ska

kunna lämna en uttjänt bil fritt på ett av Referos mottagningsställen. I många av landets kommuner erbjuder Refero också kostnadsfritt hämtning av bilen.

Allmänt anses att bilskrotningspremierna har hög träffsäkerhet. Det var relativt få skrotbilar som inte lämnades in så länge systemet var i drift.

System med pant på dryckesförpackningar har ändrats flera gånger sedan det infördes. År 2007 var det 87 % av aluminiumburkarna som pantades (år 1996 var pantningen uppe i 92%; målet är 90 %). Under 2007 var det också närmare 100 % av retur-PET-flaskorna som pantades samt 98 % av engångs-PET-flaskorna (Naturvårdsverket, 2008).

"Sustainability cards" har provats på olika ställen, hittills mest för att styra mot miljövänliga inköp (Incentive Direct, 2009; Verheyen, 2005). Erfarenheterna från dessa visar att (för styrning mot miljövänliga varor):

- En viktig erfarenhet är att konsumenterna ofta är positiva till denna slags belöning. Motiven för att använda korten anges vara "man sparar pengar" och "det är bra för miljön". Detaljhandlare deltar vanligen mest för att få marknadsföring, men även för miljöns skull.
- Ett bonusprogram ger konsumenterna perspektiv för att ändra sitt miljömedvetande till ett mer miljövänligt handlande.
- Vid utvärderingen av försöken har man funnit att konsumenterna kan delas in i tre grupper: 1) en liten grupp av miljöengagerade, 2) en stor mellangrupp som tycker att miljön är viktig men som inte alltid uppför sig därefter, och 3) en liten grupp av ointresserade konsumenter. Bonusprogram leder till att den första gruppen får bekräftelse på betydelsen av sitt engagemang, att den andra gruppen påverkas till ett bättre miljöuppförande. För att påverka den sista gruppen behövs troligen kraftfullare instrument. Vissa grupper kommer troligen inte alls att ändra sitt beteende. Insamlingssystemet måste ta hänsyn till detta.
- Utvecklingen av bonusprogram och sustainability cards är dyr.
- Framgången hos ett program är ofta beroende av enkelheten i programmet.

Potentiella för- och nackdelar

Fördelar:

- + Engagerar folk
- + Miljön får ett värde

Nackdelar:

- Dyr att administrera

Förslag

Detta styrmedel är av intresse eftersom det är ett "positivt" styrmedel. Erfarenheterna pekar på att det är lämpligt för enstaka väldefinierade produkter såsom uttjänta bilar och dryckesförpackningar. Dock är det svårt att hitta en konstruktion som fungerar i ett vidare perspektiv (t.ex. alla eller flertalet av de material som omfattas av producentansvar) så att det slår rätt utan att det blir för dyrt:

- Om man får betalt per kg lämnat material kommer det att fordras en kontrollapparat som kontrollerar att det är rätt material man lämnar tillbaka (t.ex. så att man inte lägger stenar i konservburken eller fyller flaskorna med vatten) och att mängden kan

mätas. Dessutom kan kravet på avfallsminimering motverkas, om man får mer återbäring ju mer avfall man lämnar tillbaka.

- Om man har olika återbäring för olika material måste man kunna visa att det är rätt material som lämnas, och man måste kunna identifiera materialet i sambandet med att bonusen beräknas. Dessutom kan det bli ganska dyrt att administrera återbärings-systemet.
- Man kan koppla återbäringen till antal besök på återvinningsstationen eller återvinningscentralen, men om man ger återbäring per besök kan det missgynna de hushåll som föredrar att åka med allt återvinningsbart avfall en gång i veckan i stället för att göra det varje eller varannan dag.
- Återvinningsstationer (för producentansvarsmaterial) är obemannade. Det gör att det är svårt att få någon manuell kontroll vid dessa. Om man i stället inför någon automatisk kontroll kommer troligen kostnaderna att bli höga (det finns ca 5.800 återvinningsstationer i Sverige). Återvinningscentraler är bemannade men kräver i praktiken att man använder bil för att kunna lämna avfallet.

I de fall man betalar för att lämna avfall kan man ha någon form av rabattkort där man får stämpel för var gång man lämnat avfall i rätt container eller på rätt sätt på återvinningscentralen, för att så småningom få en "gratis-lämning". Detta fungerar dock endast för företag då hushållen som regel inte behöver betala för att lämna avfall vid återvinningscentraler.

Däremot skulle styrmedlet kunna användas för ett begränsat antal väldefinierade produkter där man kan bygga upp pantsystem liknande de för dryckesförpackningar, samt premiesystem liknande de som fanns för utjänta bilar.

Referenser

Incentive Direct (2009), http://www.incentivedirect.com/newsfeed/news_12.html

Naturvårdsverket, Samla in – återvinn. Naturvårdsverket rapport 5902. 2008.

R. Lund.(1990) Recycling Handbook. McGraw-Hill. 1990

Verheyen, J. (2005) Can we 'save' the environment? Public Waste Agency of Flanders (OVAM). <http://www.vito.be/erscp2005/documents/papers/PAPER021.PDF>

13 Utökat producentansvar

Utformning

Dagens producentansvar innefattar en begränsad mängd av produktgrupper. En sådan grupp är förpackningar som fördelas på olika material, t ex plast, metall, glas och papper. Huvudsyftet med producentansvaret för förpackningar är att reducera både förpackningsvikt och –volym till nivåer som möter säkerhets och hygieniska standarder. Förpackningarna ska också produceras så att förbränning eller deponering av dessa förpackningar ger så lite miljöpåverkan som möjligt (SFS 1997:185).

Som nämnts omfattar producentansvaret en begränsad mängd produktgrupper och endast en liten mängd av Sveriges totala materialkonsumtion (Finnveden *et al.* 2001). Den så kallade producentansvarsutredningen tittade också på möjligheterna att bredda producentansvaret (Utredningen för översyn av producentansvaret, 2001). Man konstaterade att då (2001) fanns det skäl att avvakta och låta olika frivilliga överenskommelser verka men att det fanns skäl att återkomma till frågan. I samband med diskussioner kring beskattning av olika behandlingsmetoder för avfall har flera aktörer påpekat att det finns utrymme för att stärka och utvidga producentansvaret till att omfatta fler produktgrupper (t. ex. Carlsson med flera, 2005).

Ett förslag som syftar till att öka insamling och återvinning av olika material är att hushållen ska kunna källsortera andra produktgrupper än bara förpackningsmaterial (Naturvårdsverket, 2007). Idén är att tillåta väl definierade produkter, utan innehåll av farliga substanser, konstruerade av endast en materialtyp eller lätt demonterade i separata material att följa med förpackningsmaterialens avfallsströmmar. Detta betyder t ex att andra plastmaterial än plastförpackningar kan samlas in med dagens insamlingsystem.

Erfarenheter

För att undersöka de praktiska förutsättningarna för en möjlig insamling i materialströmmar har ett pilotprojekt genomförts i Eskilstuna på uppdrag av Naturvårdsverket, där hushållen hade möjlighet att sortera ut och lämna in allt avfall av metall och plast. Detta försök utvärderas just nu men de första resultaten visar på att hushållen redan i dag lämnar in mycket annat än förpackningar på återvinningsstationer och i fastighetsnära insamling. Av det avfall som lämnas i behållarna för plast i Eskilstuna är upp till 40 procent annat än förpackningar (Naturvårdsverket, 2007).

Potentiella för- och nackdelar

I en utvärdering av möjligheter och hinder för en ökad insamling och insamling i materialströmmar visar Roth *et al* (2007) bland annat på de praktiska för- och nackdelarna med ett system med ökad insamling och materialåtervinning av metall och plast i hushållens säck- och kärlavfall. En fördel som lyfts fram är den pedagogiska vinsten för hushållen under förutsättning att problemet med bristande information och kunskap kan lösas. Författarna framhåller att hushållen visserligen får det enklare när andra produkter kan följa förpackningsinsamlingen, men risken för gränsdragningsproblem finns alltid, t ex när det gäller vilka produkter som får respektive inte får följa med i den nya insamlingen. Det kan också vara svårt i vissa fall för hushållen att avgöra om produkten innehåller exempelvis elektronik eller batterier.

En annan punkt som framkommer i studien av Roth *et al* (2007) är huruvida man kan förvänta sig att nuvarande materialkvaliteter ska bibehållas. Om så är fallet så kan en ytterligare sortering bli aktuell där ny teknik kan behöva utvecklas. Nya materialfraktioner kan också behöva kvalitetsbestämmas för att bedöma vilken avsättning materialet kan få. Frågor om kvalitet och avsättning gäller förstås också om man väljer att inte sortera ut de nya produkterna. Här menar författarna att för- och nackdelar med ett nytt insamlingsystem beror på hur känsligt för insamlingsystemet för produkt- eller materialgruppen är idag för inblandning av annan kvalitet.

Referenser

BRAS-utredningen (2005) En BRA Skatt? – beskattning av avfall som förbränns. Delbetänkande av Brasutredningen. SOU 2005:23

Carlsson, I., Peterson, R. och Wiqvist, W. (2005): Särskilt yttrande. BRAS-utredningen sid 359.

Finnveden, G., Johansson, J, Moberg, Å., Palm W, Wadeskog, A., Suh, S. och Huppés, G. (2001). Miljöpåverkan från olika varugrupper. FOI Memo 01-1218/S, och särtryck FOI-S-0259-SE, Stockholm.

Naturvårdsverket (2007) Materialströmmar – ett bättre sätt att samla in hushållsavfall? Utredning av förutsättningar för insamling och återvinning av hushållens avfall i materialströmmar. Rapport nr 5752. Naturvårdsverket, Stockholm.

Roth L., Björklund, A. och Finnveden, G. (2007) *Förutsättningar för ökad insamling och materialåtervinning av hushållens säck och kärlavfall i materialströmmar* TRITA-INFRA-FMS 2007:2. Avdelningen för miljöstrategisk analys, KTH.

SFS 1997:185. Förordning (1997:185) om producentansvar för förpackningar. Miljödepartementet, Stockholm.

Utredningen för översyn av producentansvaret (2001): Resurs i retur. Statens offentliga utredningar. Stockholm

14 (Utvidgning av) Ekodesigndirektivet

Utformning

Ecodesigndirektivet antogs 2005 (EC, 2005) och syftar till att förbättra produktkvalitet, miljöskydd och en tryggare energiförsörjning inom EU genom energieffektivisering. Detta innebär att tillverkare redan vid utformningen av en produkt måste ta hänsyn till miljöfaktorer som täcker in hela produktkedjan från råvaruanvändning till skrotning. Detta ska alltså ske utöver hänsyn till produktens energianvändning. Alla energianvändande produkter förutom transportmedel omfattas av direktivet, oavsett om produktens primära funktion är att generera värme eller el, om de överför eller mäter energi eller om de enbart behöver energi för att fungera.

När det gäller viktiga miljöaspekter att beakta vid designen av dessa produkter nämns i direktivet bl.a. användning av råvaror, förväntade avfallsmängder, hur lätt det är att återanvända produkten eller hur pass återvinningsbart materialet som använts är. Att undvika tekniska lösningar som gör det svårare att återanvända och återvinna komponenter och hela apparater nämns också som viktigt liksom försök att förlänga livstiden för en produkt t ex genom modularitet samt uppgraderings- samt reparationsmöjligheter. Uppgifter om hur man kan använda produkten och därigenom förlänga dess livstid föreslås också finnas som konsumentinformation liksom information kring hur man på bästa sätt tar hand om uttjänta produkter.

Erfarenheter

Allt eftersom ska ramlagen fyllas med specifika krav för ett antal produktgrupper. Enligt Laquist (2008) har inom EU hittills ett 20-tal produktgrupper valts ut och processen med att utarbeta produktkrav pågår inom unionen. Inom EU pågår också arbete med att ta fram en arbetsplan som innebär en utvidgning av produktgrupper

Inga utvärderingar eller konsekvensanalyser av direktivet har hittats. En översyn av direktivets effektivitet är dock planerad till 2010 (EC, 2005). Konsekvensanalyser av direktivet samt en eventuell utvidgning av direktivet är också planerade.

Potentiella för- och nackdelar

Ekodesigndirektivet medför möjligheter att möta flera av de önskemål på en integrerad produktpolitik som ställts från olika håll. Ett är att tidigt uppmärksamma produkters miljöpåverkan både vad gäller tillverkning, användning och hur produkten slutligen tas om hand. En annan är den miljöinformation kring produkter som föreslås i direktivet. Att utöka direktivet till att gälla flera produktgrupper borde därför i detta sammanhang vara fördelaktigt. Direktivets implementering och genomslagskraft kan dock komma att påverkas av den administrativa hanteringen kring produkten om företagen anser att hanteringen blir för tung (se Laquist, 2008).

Referenser

EC (2005) Europaparlamentets och rådets direktiv 2005/32/EG av den 6 juli 2005 om upprättande av en ram för att fastställa krav på ekodesign för energianvändande produkter och om ändring av rådets direktiv 92/42/EEG och Europaparlamentets och rådets direktiv 96/57/EG och 2000/55/EG.

Laquist, A. (2008) Regler om ekodesign påverkar alla produkter. *Energivärlden* nr 2 2008.

15 Stödja och/eller initiera sortering efter insamling

Utformning

I Sverige är systemet för återvinning av material ur hushållsavfallet uppbyggt på källsortering, där hushållen förväntas hålla isär olika material- och avfallstyper och sedan lämna materialet vid en återvinningsstation eller återvinningscentral. Därifrån forslas avfallet till olika depåer och sorteringsanläggningar. Normalt finns ungefär en återvinningsstation per 1000 invånare. Det innebär att många invånare har relativt lång väg till återvinningsstationen. Tidigare studier (t.ex. Sundqvist m fl, 2002) har visat att av tiden som ägnas åt källsortering är det tiden för att forsla avfallet till en återvinningsstation som är dominerande. Andra studier (t.ex. Berglund och Söderholm, 2008) har dock visat att sortering och rengöring upplevs som det som tar mest tid.

Det finns också i vissa områden system med fastighetsnära hämtning. Fördelen därmed är t.ex. ökad servicegrad och att det blir mindre arbete för hushållen. Nackdelar med fastighetsnära insamling är att det krävs att det finns lämpliga utrymmen tillgängliga i fastigheten. Många fastighetsägare i framför allt äldre tätbebyggelse anser sig ofta inte ha plats att rymma 7-8 olika fraktioner på fastigheten på ett hygieniskt och arbetsmiljömässigt tillfredsställande sätt.

Andra länder i Europa samt USA har valt andra lösningar för att samla in och återvinna avfall. En trend är att samla in flera olika återvinningsbara material som en blandad fraktion (med t.ex. papper, glas, metall och plast). Detta avfall samlas sedan in i ett fastighetsnära system (ofta s.k. kerbside collection). Avfallet transporteras sedan till en särskild separeringsanläggning, s.k. Material Recycling Facility (MRF). Systemet har bl.a. vunnit mark i Storbritannien (t.ex. Veolia, 2008). I Storbritannien betraktar de ansvariga myndigheterna och organisationerna insamling i bringsystem (t.ex. våra återvinningsstationer) som svår genomförbart varför valet i praktiken står mellan att samla in alla fraktioner åtskilda fastighetsnära eller att samla in som blandad fraktion.

Erfarenheter

Ett projekt har just avslutats på IVL för att kartlägga erfarenheterna från insamling av blandade material från fastighetsnära insamling (Stenmarck och Sundqvist, 2009). Så långt har studien visat att kvalitén är en nyckelfråga och hittillsvarande resultat tyder på att kvaliteten på de processade materialen kan vara både sämre och bättre än vid dagen system i Sverige. Vidare bedöms i studien fastighetsnära insamling av blandad fraktion vara teknisk genomförbar, däremot är regelverket idag för producentansvaret utformat så att ingen part har någon vilja att investera i en dyr sorteringsanläggning. En annan fråga är hur de svenska hushållen skulle uppfatta ett ändrat insamlingsystem. Från systemet i Storbritannien har man funnit:

1. Kostnaderna för insamling minskar (jämfört med att samla in i skilda fraktioner).
2. Mängden insamlat material ökar.
3. Insamlingslogistiken förenklas.
4. Metoden upplevs som enkel av användarna och har hög acceptans.
5. Man uppnår tillräcklig renhet på materialen så att de kan avsättas

Potentiella för- och nackdelar

- + Oftast samlas större mängder in per person
- + Är mindre utrymmeskrävande i fastigheterna
- Sorteringsanläggning kräver relativt stor investering
- Hushåll som tidigare har engagerat sig i källsortering kan bli skeptiska om man frångår möjligheten att källsortera.

Referenser

Berglund C & Söderholm P. (2008). Källsortering i Eskilstuna Kommun: Hushållens aktiviteter, erfarenheter och attityder inför och efter försöket med insamling efter materialströmmar. SHARP Working Paper 15

Veolia 2008,

http://www.veoliaenvironmentalservices.co.uk/pages/pdfs/new/ves_greenwich_mrf.pdf och <http://www.veolia-proprete.com/visite/greenwich/index.htm>

Stenmarck Å, Sundqvist J-O. Insamling av återvinningsbart material i blandad fraktion. IVL Rapport B 1821.

Sundqvist, J-O., Baky, A., Reich Carlsson, M., Eriksson, O. and Granath, J. (2002) *Hur skall hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder*. IVL Rapport B1462. För Statens Energimyndighets forskningsprogram Energi från Avfall

16 Skatt på förbränning av avfall för högre elproduktion

Utformning

Flera varianter på avfallsförbränningsskatt beskrivs i denna rapport. En sista variant av avfallsförbränningsskatt är att låta skatten styra mot ökad elproduktion. Att höja kvalitén på den energi som produceras, dvs att i större omfattning producera el istället för värme i våra kraftvärmeanläggningar bedöms vara positivt i ett klimatperspektiv. Hur positivt detta är beror på en uppsättning av faktorer. En viktig sådan är hur man väljer att betrakta hur just denna elproduktion påverkar det europeiska elsystemet. Det vill säga vilken elproduktion ersätts om jag i mitt avfallskraftvärmeverk ökar elproduktionen? Om man sammanfattar de olika betraktelsesätt som oftast utnyttjas så kan man ändå konstatera att det ur miljösynpunkt är positivt med en hög elverkningsgrad i svenska avfallskraftvärmeverk. Man antar då att det huvudsakligen ersätts fossilbaserad elproduktion. Detta förutsätter att man fortfarande har en hög totaltverkningsgrad i anläggningen dvs att även värmen utnyttjas. Man kan tänka sig många olika varianter av skatt som ger som resultat en ökad elproduktion. El- och värmeproduktion och invägda mängder avfall är tre parametrar som idag mäts ute på förbränningsanläggningarna och som tillsammans är tillräckliga för att konstruera en skattesats som styr mot ökad elproduktion.

Erfarenheter

Nuvarande avfallsförbränningsskatt ger tydliga ekonomiska incitament för att öka elproduktionen och skatten tillsammans med andra styrmedel har även bidragit till en ökad elproduktion från svenska avfallsförbränningsanläggningar. I nuvarande avfallsförbränningsskatt används de principer som regleras av lagen om skatt på energi (LSE) vilken omfattar alla kraftvärmeanläggningar oavsett bränsle. Det finns flera års erfarenheter från detta system där även, sedan över två år, avfallsförbränning ingår.

Potentiella för- och nackdelar

Fördelarna med att åstadkomma hög elproduktion från avfallsförbränning diskuterades ovan. Att fortsätta att styra åt detta håll för alla energiproducerande anläggningar, inklusive avfallsförbränning, är därför troligen önskvärt. Man kan dock fundera över hur kraftigt man ska styra och hur denna styrning bör åstadkommas och om en skatt är rätt metod. Många andra åtgärder är också möjliga ensamt eller i kombination för att åstadkomma samma effekt. Något som diskuteras är bland annat att förändra elcertifikatsystemet så att anläggningsägarna kan tillgodogöra sig en större andel av den förnyelsebara andelen av avfallet som en certifikatberättigande andel. Detta diskuteras mer under "elcertifikatsystem".

17 Skatt på förbränning av avfall – Nuvarande utformning

Utformning

Den 1 juli 2006 infördes en skatt på avfallsförbränning i Sverige. Skatten omfattar hushållsavfall som omfattas av den kommunala renhållningsskyldigheten. Det hushållsavfall som skickas till förbränning har antagits innehålla 12,6 viktprocent fossilt kol. Detta ger en energiskatt på 20 kr och en koldioxidskatt på 467 kr/ton hushållsavfall som åtgår för värmeproduktion. Avfall som åtgår för elproduktion är, precis som övriga fossila bränslen, skattebefriat. Som för övriga fossila bränslen finns också en möjlighet till skattenedsättning vid samtidig el- och värmeproduktion samt vid värmeleveranser till industrin. Skattenedsättningen beräknas med en fastställd progressiv funktion som gynnar högt elutbyte och framförallt att man når en elverkningsgrad på över 0,15. Exempelvis får ett

kraftvärmeverk med en elverkningsgrad på 0,15 och en totalverkningsgrad på 0,92 en energiskatt på 0 kr och en koldioxidskatt på 79 kr/ton avfall som förbränns.

Enligt regeringens proposition (Prop. 2005/06:125) är syftet med förbränningskatten att förbättra de ekonomiska villkoren för materialåtervinning och biologisk behandling gentemot avfallsförbränning. Vidare är syftet också att likställa beskattningen för avfall med andra bränslen för el- och värmeproduktion.

Även i våra grannländer Norge och Danmark finns idag förbränningskatter. I Norge baseras skatten på de utsläpp som sker från en anläggning. Totalt beräknas skatten uppgå till omkring 100-150 kr/ton avfall som förbränns. I Danmark har man istället valt en rak skatt på 330 DKK/ton avfall som förbränns. Därutöver har man en avgift på värme som produceras från avfallsförbränning som uppgår till 12,9 DKK/GJvärme (omräknat ca 110 DKK/ton avfall). Vidare infördes 2003 en avgift för svavelutsläpp från avfallsförbränning. Avgiften motsvarar 10 DKK/kg SO₂ som emitteras. Den alternativa kostnaden är 9 DKK/ton avfall om utsläppen inte mäts (Videncenter for Affald 2008).

Erfarenheter

Skatten har hittills fungerat som ett styrmedel för att stimulera elproduktion vid avfallsförbränning. Så länge det råder kapacitetsbrist i landet kommer troligen anläggningar med hetvattenpannor att fortsätta användas men med tiden talar allt idag för att dessa kommer att fasas ut. Alla nya planer på avfallsförbränningsanläggningar i Sverige är idag kraftvärmeverk. Man kan också se ett ökat intresse för biologisk behandling på grund av förbränningskatten. Denna effekt kunde man även förutse när skatten utreddes, se Profu (2005) och Sahlin mfl (2007). Resultaten från dessa utredningar visar att skatten ger en tydlig stimulans till att flytta tungt avfall exempelvis lättnedbrytbart biologiskt avfall som matavfall från förbränning till biologisk behandling.

Potentiella för- och nackdelar

Ur miljösynpunkt är skattens stimulans till ökad elproduktion bra. Miljösystemstudier av avfallsförbränning visar att en hög elproduktion är viktigt för att minska nettomiljöpåverkan.

Från branschens sida har flera nackdelar med skattens utformning lyfts fram. Bl a gäller detta att allt hushållsavfall, även sådant som till 100 % utgörs av förnybart material (t ex returträflis), är koldioxidbeskattat. Skattekostnaden är också svår att förutsäga då den beror av den momentana elverkningsgraden. Vidare finns problem med att skatten endast omfattar det hushållsavfall som förbränns. Gränsdragningen är inte helt tydlig och det finns en oro för att onödiga transporter skapas då skattepliktigt avfall (hushållsavfall) transporteras till anläggningar med låg skattekostnad medan avfall som inte är skattepliktigt (verksamhetsavfall) går i motsatt riktning.

Bland annat med anledning av branschens kritik tillsatte regeringen en särskild utredare (Lennart Hjalmarsson) som i februari 2009 redovisade sitt uppdrag ASKA-utredningen.

Referenser

Hage O, Söderholm P, Berglund C. Norms and Economic Motivation in Household Recycling: Empirical Evidence from Sweden. *Resources, Conservation and Recycling* (approved for publishing)

Lönsam Återvinning, Oktober 2006, sid 10

Ta Till Vara – Resultat från ett år källsortering och återvinning av förpackningsavfall. Reforsk FoU 122

Berglund C & Söderholm P. (2008). Källsortering i Eskilstuna Kommun: Hushållens aktiviteter, erfarenheter och attityder inför och efter försöket med insamling efter materialströmmar. SHARP Working Paper 15.

Profu (2005) *Skatt på förbränning av avfall – En konsekvensanalys*, bilaga 5 i SOU 2005:23
En bra skatt – Beskattning av avfall som förbränns.

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

Videncenter for Affald (2008) *Økonomiske styringsmidler*.

<http://www.affaldsinfo.dk/affald+i+danmark/økonomi/økonomiske+styringsmidler>, data nedladdade 2008-05-13

18 Utsläppsrätter

Utformning

Överlåtbara utsläppsrätter har använts sedan 1990-talet för att minska utsläpp av olika ämnen, framförallt luftföroreningar. Ett av de tidigaste exemplen är det Amerikanska systemet för handel med utsläppsrätter för SO_x (för en analys, se t.ex. Bohi och Burtraw, 1997; för en beskrivning av Amerikanska system för utsläppsrättshandel, se t.ex. Box 12.5 i Perman m.fl., 1999). Under den senaste tiden har handel med CO₂ utsläpp, speciellt inom EU, attraherat mest uppmärksamhet (se t.ex. Burtraw och Evans, 2008). Utsläppsrätter som styrmedel för avfall har analyserats i betydligt mindre utsträckning. Pearce och Turner (1993) beskriver dock kort hur ett sådant system med överlåtbara avfallsrätter skulle kunna fungera. Detta skulle basera sig på ett ”kreditsystem” för återvinningsindustrin där staten skulle påbjuda en viss nivå av återvinning eller en viss standard för hur mycket återvunnet material som vissa produkter måste innehålla. Företagen som återvann mer (hade en högre andel återvunnet material i sina produkter) än vad kravet föreskriver skulle kunna sälja krediter till företagen som hade det svårare att nå upp till standarden. Ett sådant system beskrivs i avsnittet om Återvinningscertifikat. Samma princip skulle kunna användas för de förbränningsrättigheter som föreslagits. Utsläppsrättigheter för utsläpp från avfallsförbränning i sin tur skulle kunna fungera på samma sätt som utsläppsrättigheter inom EU-ETS och de Amerikanska systemen med utsläppsrätter för minskning av andra utsläpp från t.ex. energiproduktionen. Samma hänsyn som för de andra systemen gäller dock även här – marknaden får inte vara för ”tunn” (m.a.o., det måste finnas ett tillräckligt antal deltagande företag), det måste skapas en marknadsplats för utsläppsrätterna, regionala aspekter bör tas till hänsyn och allokeringen av utsläppsrätter måste funderas igenom.

Potentiella för- och nackdelar

Enligt Pearce och Turner (1993) har ett av de viktigaste hindren mot återvinning varit storleken och volatiliteten på marknaden för återvunnet material. Ett system med överlåtbara återvinningskrediter skulle försäkra att en slutmarknad för återvunnet material skapades. Såsom Goulder och Parry (2008) påpekar (i klimatsammanhang) är ett system med överlåtbara utsläppsrätter dessutom ett kostnadseffektivt styrmedel. De noterar dock att

ekonomiska styrmedel kan vara mindre kostnadseffektiva i situationer där det är speciellt dyrt att följa upp utsläppen. I dessa fall kan det vara mer effektivt med exempelvis tvådelad styrning där fler än ett styrmedel används för att internalisera den externa effekten. Vidare påpekar de att fiskala interaktioner, ifall utsläppsrätter delas ut gratis till företagen, kan minska effektiviteten i utsläppsrättshandel som styrmedel.

Goulder och Parry (2008) diskuterar även osäkerheten i samband med utsläppsrätter. Utsläppsrätter sätter ett "tak" på utsläppen och storleken på dessa är således inte osäker. Däremot är det inte *ex ante* säkert vad priset på utsläppsrätterna kommer att vara eftersom detta etableras på marknaden. För att råda bot på detta har det bl.a. föreslagits prisgolv och pristak till utsläppsrättspriser. För en diskussion hänvisas läsaren till Burtraw och Palmer (2006), Jacoby och Ellerman (2004) eller till Pizer (2002). Det är dock värt att märka att medan ett sådant prisgolv eller pristak minskar osäkerheten om priset på utsläppsrätter, leder det till osäkerhet om utsläppsmängden. Prisosäkerhet i samband med utsläppsrätter kan vidare minskas om företagen tilläts "spara" på utsläppsrätter till framtida handelsperioder.

Bl.a. Kolstad (1996), Pizer (2002) och Newell och Pizer (2003) diskuterar den dynamiska effektiviteten av olika styrmedel. De kommer fram till att när osäkerhet råder kan en (koldioxid) skatt leda till betydligt högre effektivitetsvinster än ett handelssystem. De påpekar dessutom att ett handelssystem som tillåter sparandet och lånandet av utsläppsrätter kan ha en viss fördel framför utsläppsskatter när det gäller anpassning till ny information. När det gäller fördelningsmässiga aspekter påpekar Goulder och Parry (2008) att ett handelssystem skapar ekonomisk ränta. När utsläppsrätterna delas ut gratis till företagen går dessa räntor till företagen, medan i ett auktionssystem går räntan till staten. I det förra fallet kan ett handelssystem t.o.m. leda till att företagets vinst ökar om räntan mer än kompenserar företaget för de kostnader som uppstår (för studier av hur stor andel av utsläppsrätter som behöver delas ut "gratis" till företagen för att kompensera dessa för kostnaderna, se t.ex. Bovenberg och Goulder, 2001, Smith m.fl. 2002 samt Burtraw och Palmer, 2007). Allmänt sett behöver mindre än 30 % av utsläppsrätterna delas ut gratis för att kompensera företagen – resultatet gäller dock för relativt små utsläppsreduktioner, om utsläppsminskningen är mycket stor kan t.o.m. 100 % gratis allokering inte räcka till att täcka företagets kostnader. Å andra sidan leder gratis allokering till att skillnader i fördelningseffekter mellan olika typer av hushåll ökar – de kapitalägande rika gynnas av ökade vinster hos företagen medan de fattiga inte får denna förmån. Om utsläppsrätterna auktioneras till företagen gynnas skattebetalarna i det mån som staten kan sänka andra (snedvridande) skatter för att kompensera för nya inkomster, alternativt i det mån som staten kan tillhandahålla ytterligare nyttigheter och services.

Referenser

Bohi, D. R. and Burtraw, D. (1997) *SO₂ allowance trading: How experience and expectations measure up*. Resources for the Future (RFF) DP 97-24. Washington, DC.

Bovenberg, A. L and Goulder, L. H. (2001) Neutralizing the adverse industry impacts of CO₂ abatement policies: What does it cost? In C. Carraro och G. E. Metcalf (eds.) *Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 45-85.

Burtraw, D and Evans, D. A. (2008) *Tradable rights to emit air pollution*. Resources for the Future (RFF) DP 08-08. Washington, DC.

Burtraw, D. and Palmer, K. (2006) *Dynamic adjustment to incentive based environmental policy to improve efficiency and performance*. Resources for the Future (RFF). Washington, DC.

Burtraw, D and Palmer, K. (2007) *Compensation rules for climate policy in the electricity sector*. Resources for the Future (RFF) DP 07-41. Washington, DC.

Goulder, L. H. and Parry, I. W.H. (2008) *Instrument choice in environmental policy*. Resources for the Future (RFF) DP 08-07. Washington, DC.

Jacoby, H.D. and Ellerman, A.D. (2004) The safety valve and climate policy. *Energy Policy* 32(4): 481-491.

Kolstad, C. D. (1996) Learning and stock effects in environmental regulation: The case of greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Economics and Management*. 31: 1-18.

Newell, R. G and Pizer, W. A. (2003) Discounting the distant future: How much do uncertain rates increase valuations? *Journal of Environmental Economics and Management* 46: 52-71.

Pearce, D.W. and Turner, R.K. (1993) Market-based approaches to solid waste management. *Resources, Conservation and Recycling* 8: 63-90.

Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J and Common, J (1999) *Natural Resource and Environmental Economics, Second Edition*. Pearson Education Limited, Harlow, UK.

Pizer, W. A. (2002) Combining price and quantity controls to mitigate global climate change. *Journal of Public Economics* 85: 409-434. Enligt Goulder och Parry (2008).

Smith, A.E., Ross, M. E and Montgomery, W. D. (2002) *Implications of trading implementation design for equity-efficiency tradeoffs in carbon permit allocations*. Working paper. Charles River Associations, Washington DC.

19 Stöd till biologisk behandling

Utformning, erfarenheter samt potentiella för- och nackdelar

Stöd till biologisk behandling kan utformas på olika sätt. Ett sätt är att ge finansiellt stöd till behandlingen i sig och/eller till de produkter som behandlingen ger, t ex stöd till produktion av biogas från rötning. Detta ökar konkurrenskraften för biologisk behandling gentemot exempelvis förbränning. Det kanske tydligaste exemplet på detta i Sverige är de investeringsbidrag som betalats ut från Naturvårdsverket via LIP- och KLIMP-programmen. Dessa diskuteras även i avsnittet om subventioner. Totalt sett har en tredjedel av KLIMP-bidragen gått till biogas. Detta omfattar då investeringsbidrag till både produktionsanläggningar och tankställen för fordonsgas (Naturvårdsverket, 2008). Alternativt kan man indirekt stödja biologisk behandling genom att göra de produkter som den biologiska behandlingen ger mer ekonomiskt attraktiva till följd av beskattning av andra produkter som de konkurrerar med. Ett exempel är beskattning av handelsgödsel vilket ökar betalningsförmågan för de näringsämnen som finns i biomull från rötning och kompost från kompostering. Därmed genereras en större intäkt till den biologiska behandlingen vilket i sin tur innebär sänkt behandlingsavgift och ökad konkurrensförmåga gentemot andra

behandlingsformer. Ett annat exempel är energi- och CO₂-beskattningen av bensin och diesel i Sverige vilket driver upp betalningsförmågan för den biogas som produceras vid rötning.

Profu (2008) studerade olika styrmedel för att stödja ökad användning av biodrivmedel i Sverige. I arbetet inkluderades direkta stöd till produktion av biodrivmedel (inklusive rötning av avfall) i form av investeringsstöd och produktionsstöd. Även indirekta stöd i form av höjd koldoxidskatt och förnybarhetsavgift (en separat avgift som läggs på bensin och diesel) studerades. Fördelen med alla de studerade stödformerna (förutom förnybarhetsavgift) är att de är etablerade och går därför att införa/justera relativt enkelt. När det gäller stöd måste dock nivåerna anpassas efter EUs regelverk. Man kan även tänka sig en kombination av stöd och skatter/avgifter för att dels få en större effekt och dels få styrmedlen att bli statsfinansiellt neutrala – utbetalningarna av stöd till biodrivmedel finansieras av höjda skatter/avgifter på fossila drivmedel.

Referenser

Naturvårdsverket (2008) *Effekter av investeringsprogrammen LIP och KLIMP*

Profu (2008) *Analys av olika styrmedel för att stödja ökad användning av biodrivmedel*. Rapport på uppdrag av Svenska Gasföreningen, slutversion 2008-05-30

20 Skatt på biologisk behandling

Utformning

I dagsläget finns ingen skatt på biologisk behandling, vare sig i Sverige eller i något annat land. Utan snarare finns det starka krafter för att stöda biologisk behandling, framförallt för att minska mängderna deponerat organiskt avfall. Man kan ändå tänka sig flera olika möjliga utformningar av en sådan. En rak skatt på all biologisk behandling känns avlägsen. En sådan skatt skulle möjligen teoretiskt kunna öka materialåtervinningen för visat fraktioner (textpapper mm) men idag är sådan typ av materialåtervinning inte aktuell. En något mer realistisk variant är en differentierad skatt vars syfte är att styra från kompostering till rötning, dvs en skatt på kompostering enbart. Flera miljösystemstudier indikerar att rötning är något bättre än kompostering vilket skulle kunna motivera en skatt på kompostering. Vidare skulle en differentiering kunna göras baserat på anläggningarnas effektivitet eller baserat på vad de producerade nyttigheterna (kompostjord, biogas, rötrest) används till. Med en sådan differentiering kan man styra mot den typ av biologisk behandling som är miljömässigt fördelaktig.

Erfarenheter

Inga erfarenheter av skatt på biologisk behandling har identifierats då detta styrmedel inte finns implementerat i något land.

Potentiella för- och nackdelar

Politikerna har länge önskat en utbyggnad av den biologiska behandlingen, vilket bland annat avspeglas i miljömålen. Ett införande av en skatt skulle med stor sannolikhet hämma denna utbyggnad. Möjligen skulle en differentierad skatt kunna ge den fördelen att man styr mot den form av biologisk behandling som ger störst miljönytta. Systemstudier visar att rötning i de flesta fall är att föredra framför kompostering. I dagsläget sker dock redan en utbyggnad av röttningsanläggning på bekostnad av kompostering. En ytterligare styrning kan därför upplevas som onödig. Ytterligare en möjlighet är att införa en differentierad skatt på rötning

baserat på hur man nyttjar biogasen och rötresten. I miljösystemstudier framgår bl a vikten av att rötresten återförs till jordbruket. En straffskatt på anläggningar där så inte sker är en möjlig väg för att styra rötrestens användning.

21 Förbud mot deponering av olika avfallsslag

Utformning

Idag finns det redan deponiförbud för en rad olika avfallsslag. Det omfattar förbud mot deponering av flytande avfall, däck, brännbart avfall och organiskt avfall. Idén är att man genom att förbjuda deponering av ytterligare avfallsslag, t.ex. avfallsslag som kan användas i anläggningar, ska öka återvinningen och resursutnyttjandet. Risken är att det då kan skapas ett miljöproblem då avfall sprids i samhället på ett mindre kontrollerat sätt än idag. Kanske kan ett förbud vara något för hårt och rekommendationer kan då vara att föredra. I så fall är det av största vikt att rekommendationen formuleras entydigt och med klara alternativ så att deponeringen blir det minst attraktiva alternativet.

Erfarenheter

Deponiförbudet för brännbart och organiskt avfall infördes 2002 respektive 2005. Båda har minskat deponeringen av respektive avfallsslag även om den inte upphört helt. Syftet med förbuden är att öka resurshushållningen och minska miljöpåverkan. Länsstyrelserna kan ge dispens för deponering av dessa avfallsslag ett år i taget och Naturvårdsverket följer upp förbuden (givna dispenser) årligen. Målet är att dispensdeponeringen, som sker främst p.g.a. kapacitetsbrist på förbränningsanläggningar, helt ska upphöra.

Vad gäller däck och flytande avfall är trenderna de samma.

Potentiella för- och nackdelar

Redan genomfört för vissa avfallsslag. Enligt Naturvårdsverkets utredningar så har effekten av deponiförbuden varit goda och man deponerar nu på dispens (brännbart/organiskt) endast för att det fortfarande är kapacitetsbrist i vissa delar av landet (främst kapacitetsbrist för förbränning i landets storstadsregioner). Den bristen räknar man med vara borta inom några år och dispensdeponeringen ska då kunna upphöra.

Deponering av flytande avfall har så gott som upphört helt. Däck deponeras inte alls enligt producenterna Svensk Däckåtervinning AB.

Ytterligare förbud skulle eventuellt kunna leda till att avfall som inte lämpar sig för återvinning på ett mindre kontrollerat sätt än idag hamnar ute i samhället. Å andra sidan skulle det också kunna vara ett sätt att öka användningen av avfall i t ex anläggningsarbeten och tvinga fram ändrade synsätt vad gäller risktaganden och miljömåls uppfyllnad. Det skulle också t.ex. kunna leda till att det blir nödvändigt med ökad planering/sortering vid rivning för att underlätta omhändertagande av bygg och rivningsavfall.

Är troligen mest intressant för ”rena” fraktioner som har ett tydligt användningsområde och som det är miljömässigt försvarbart att återvinna.

Referenser

Naturvårdsverkets genomförda utredningar innan förbuden kom samt uppföljningar gjorda efter kan hittas på www.naturvardsverket.se/sv/produkter-och-avfall/avfall

22 Utveckling av deponiskatten

Utformning

Lagen om skatt på avfall som deponeras gäller från i januari 2000. Allt material som kommer in till en avfallsanläggning beskattas. Det avfall som förs ut från anläggningen eller återanvänds som konstruktionsmaterial ger skatteavdrag. Skatten uppgår idag till 435 kr per ton deponerat avfall.

- En höjd deponiskatt skulle innebära att ytterligare incitament skapas för att hitta alternativa behandlingsmetoder för de avfall som idag deponeras.
- En breddad deponiskatt skulle innebära att fler avfallsslag blir beskattningsbara. Idag är det många av de industrispecifika avfallen som är befriade från skatten.
- En differentierad deponiskatt skulle innebära att olika avfallsslag får olika hög deponiskatt, t.ex. kan man tänka sig en högre skatt på det avfall som dispensdeponeras för att på så sätt styra mot ökad återvinning. Naturvårdsverket framför detta bl.a. i rapport 5792 – uppföljning av deponiförbuden 2007.

Erfarenheter

Hittills har skatten, enligt Naturvårdsverket (2007a), bidragit till väsentligt ökad återvinning och minskad deponering.

Potentiella för- och nackdelar

En differentiering av skattesatserna för deponerat avfall är svårt att genomföra p.g.a. EU-regelverket, som säger att det kan innebära statsstöd om skatten är olika för olika branscher.

Skatt för vissa branschspecifika avfallsslag skulle troligen stöta på hård mot-lobbying från industrin. Ytterligare argument som talar mot en utvidgning av deponiskatten är det faktum att Naturvårdsverket i remissutgåvan för handboken ”Avfall som anläggningsmaterial” (Naturvårdsverket 2007b) har satt kriterier för när återvinning ska var möjligt och då satt gränsvärdena på en sådan nivå att vi snarare skulle få ökad deponering av vissa avfallsslag. I konsekvensanalysen av förslaget till handbok (Naturvårdsverket 2007c) föreslår man en därför en översyn av deponiskatterna åt andra hållet, d.v.s. ytterligare undantag från deponiskatten.

Referenser

www.naturvardsverket.se/sv/produkter-och-avfall/avfall

Naturvårdsverket (2007a) Uppföljning av deponiförbuden 2007. Naturvårdsverket rapport 5792 . Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2007b) Kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten, förslag till handbok 2007:XX. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2007c) - Konsekvensutredning till Naturvårdsverkets förslag till

kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbete. PM 2007-11-28. Dnr 190-3631-06. Naturvårdsverket, Stockholm.

23 Subventioner

Utformning

En miljösubvention är någon form av finansiell hjälp från myndigheterna med syftet av att ge incitament till ett miljömedvetet beteende. Ett alternativ till en miljöskatt på t.ex. utsläpp är att subventionera rening. (Brännlund och Kriström, 1998)

Enligt Kinnaman och Fullerton (1999) är, ur en teoretisk synvinkel, en direkt skatt på avfall det effektivaste sättet att internalisera de externa kostnader som uppstår från hushållsavfall. Det finns dock ett antal motargument mot direkta skatter, framförallt att en sådan skatt kan leda till illegal dumpning av avfall, att de administrativa kostnaderna kan vara höga, samt att en enhetlig skatt kan vara ineffektiv om de olika komponenterna av avfall har olika marginella skadepkostnader. För att besvara dessa motargument utvecklar Dobbs (1991) och Fullerton och Kinnaman (1995) modeller som föreslår att om hushållen kan dumpa avfall, och om de externa kostnaderna från dumpat avfall är högre än de från avfall som hushållen gjort sig av med på ett legalt sätt så kan den optimala skatten på legalt avfall vara negativ (alltså en subvention). Detta kan vara fallet även när de administrativa kostnaderna för en skatt är mycket höga.

Palmer and Walls (1994) argumenterar vidare att en subvention till återvinning kan leda till en ökad återvinning, men att den också, eftersom det är ett ekonomiskt stöd, kan leda till en för stor produktion, konsumtion och avfallsmängd. Därmed måste en återvinningssubvention kombineras med en konsumtionsskatt. Skulle man enbart införa en konsumtionsskatt på (varor) som leder till avfall skulle detta uppmuntra till minskningen av avfallsmängden vid källan, inte till återvinning. Enbart en kombination av de två styrmedlen leder således till både en minskning av avfall vid källan vid produktionstillfället samt till ökad återvinning. Ett sådant system kan då likna ett pantsystem.

Det har föreslagits subventioner som skulle betalas för konsumtion av miljövänliga varor och tjänster samt för konsumtion av varor och tjänster som innehåller återvunnen/återanvänt material. Detta förslag påminner om den om ändrade regler för mervärdesskatten och läsaren hänvisas till avsnittet om Ändrade Momsregler för en diskussion. Andra sätt att forma subventioner är t.ex. i form av investeringsbidrag till reningsutrustning, speciellt förmånliga lån, ”omställningsbidrag” osv. (Brännlund och Kriström, 1998).

Subventioner i form av ett LIP-program inom avfallsområdet

Även subventioner i stil med LIP-programmet inom avfallsområdet har föreslagits. Syftet med LIP-programmet är att använda statliga bidrag till lokala investeringsprogram som ökar den ekologiska hållbarheten i samhället. Genom stödet till lokala investeringsprogram gavs Sveriges kommuner en möjlighet att tillsammans med lokala företag och organisationer genomföra åtgärder för att öka den ekologiska hållbarheten. (Naturvårdsverket, 2008.) Enligt Naturvårdsverket (2005) har ca 11 % av alla beviljade LIP-medel gått till avfallsrelaterade projekt. Till september 2005 hade 128 avfallsrelaterade program avslutats – för samtliga 211 beviljade projekt var målet att minska avfall till deponi med 370 000 ton vilket såg ut att uppnås.

Energimyndigheten (2006) analyserar LIP-programmets efterföljare, det numera avslutade Klimp-programmet ur energi- och klimatsynvinkel. Slutsatsen man drar är att programmet inte bidrar till en meningsfull bekämpning av koldioxidutsläppen eftersom den externa effekten från koldioxidutsläpp redan internaliseras av koldioxidskatten och EU:s handelssystem för utsläppsrätter (EU-ETS). Detta resonemang bygger dock på att koldioxidskatten respektive priset på utsläppsrättigheter motsvarar de externa kostnaderna. Om de inte gör det, så faller resonemanget. Vidare förefaller resonemanget vara irrelevant för avfallssektorn eftersom man inom den sektorn inte betalar koldioxidskatt (annat än indirekt för avfallsförbränning) och inte heller deltar i systemet med handel av utsläppsrättigheter.

Erfarenheter

Miljösubventioner har använts till och från i Sverige. Enligt Brännlund och Kriström (1998) var kanske det största miljösubventionsprogrammet i Sverige det statliga stödet till kommunala reningsverk på 1960- och 70-talen. Erfarenheter från LIP-programmet har beskrivits ovan.

Potentiella för och nackdelar

Subventioner föreslås ofta som ett likvärdigt styrmedel till miljöskatter. Ofta kan ju subventioner presenteras som negativa skatter, och båda styrmedel leder dessutom till att relativpriset mellan varorna ändras på ett likartat sätt vilket leder till samma slutresultat. Det finns dock vissa viktiga skillnader mellan subventioner och skatter, framförallt ur en effektivitetssynpunkt. Framförallt leder subventioner till att företagens genomsnittliga produktionskostnader faller, vilket i sin tur leder till ökande vinster. En miljöskatt leder ju till ökade genomsnittliga produktionskostnader och fallande vinster. I det långa loppet signalerar således en subvention lönsamhet i branschen, vilket kan få nya företag att etablera sig och *kan* följaktligen öka utsläppen, medan en miljöskatt signalerar dålig lönsamhet och avskräcker således nyetablering och p.g.a. detta ökande utsläpp. Den grundläggande skillnaden mellan en miljöskatt och en miljösubvention är därför att de ger helt olika långsiktiga signaler till marknadens aktörer. Detta talar mot subventioner som styrmedel för att komma till rätta med negativa externa effekter. (Brännlund och Kriström, 1998, se även Goulder och Parry, 2008)

En annan faktor som talar mot subventioner är att de måste finansieras på något sätt, vanligtvis från statsbudgeten. Antingen betyder detta ökande skatter någon annanstans i ekonomin eller att utgifter någon annanstans inom staten skärs ner. Om miljösubventioner t.ex. skulle leda till ökad beskattning av arbete och/eller kapital skulle vi t.o.m. kunna få en negativ ”dubbel vinst” (se, t.ex. Goulder (1995) om den ”dubbla vinsten” från grön skatteväxling) och betydligt nedsatt effektivitet i samhällsekonomin.

I en situation där teknikutveckling är stark kan subventioner bidra till att erfarenheterna växer inom ett område och därmed att kostnaderna sänks. Dessa erfarenheter kan ses som kollektiva nyttigheter och det kan därför vara rimligt från samhällets sida att stödja uppbyggandet av kunskaper.

Referenser

Brännlund, R and Kriström, B. (1998) *Miljöekonomi*. Studentlitteratur, Lund.

Dobbs, I. M. (1991) Litter and waste management: Disposal taxes versus user charges. *Canadian Journal of Economics* 24 (1): 221-227.

- Energimyndigheten (2006) *Styrmedlens interaktion. En analys av hur sex ekonomiska styrmedel bidrar till klimatmålet och till försörjningstrygghet*. Energimyndigheten, Eskilstuna. ER 2006:37.
- Fullerton, D. and Kinnaman, T.C (1995) Garbage, recycling and illicit burning or dumping. *Journal of Environmental Economics and Management* 29 (1): 78-91.
- Goulder, L.H. (1995) Environmental taxation and the double dividend: A reader's guide. *International Tax and Public Finance* 2(2).
- Goulder, L.H. and Parry, I.W.H. (2008) *Instrument choice in environmental policy*. Resources for the Future (RFF) DP 08-07. Washington, DC.
- Kinnaman, T. C. and Fullerton, D. (1999) *The economics of residential solid waste management*. NBER Working Paper Series, 7326. Cambridge, MA.
- Naturvårdsverket (2005) *Sju år med LIP & Klimp – en lägesrapport i September 2005*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2008) "Vad är LIP?" <http://www.naturvardsverket.se/sv/Lagar-och-andra-styrmedel/Ekonomiska-styrmedel/Investeringsprogram/Lokala-investeringsprogram-LIP/Vad-ar-LIP/>. Besökt den 16 juli 2008.
- Palmer, K. and Walls, M. (1994) *Materials use and solid waste: An evaluation of policies*. Resources for the Future Discussion paper 99-12.

24 Avfallsskatt

Utformning

En diskussion om avfallsskatt ligger nära en viktsbaserad avfallstaxa som diskuterades ovan. En skillnad kan vara att en taxa är en avgift som ska täcka kostnaderna för verksamheten. En skatt kan sedan tillkomma ovanpå avgiften. Mycket av litteraturen om avfallstaxa och avfallsskatt torde dock vara gemensam.

Såsom framgår från de tidigare kapitlen har en avfallsskatt diskuterats i en stor utsträckning av nationalekonomer. Bl.a. Bruvoll (1998) och Kinnaman och Fullerton (1999) noterar att, ur en teoretisk synvinkel, en direkt skatt på avfall är det mest effektiva styrmedlet för att minska avfallsmängden från hushåll, m.a. o. för att internalisera de externa kostnader som uppstår från hushållsavfall. En fördel med att beskatta avfall direkt är att andra skatteinstrument (som skatt på råmaterial, en konsumtionsskatt som betalas på avfall i förväg, en subvention på återvinning eller en subvention på användandet av återvunnet material) blir onödiga att använda för att uppnå en effektiv allokering av resurser. Således kan hushållen återvinna, kompostera eller minska avfall vid källan utifrån sina privata kostnader, men så länge de bemöter hela den sociala kostnad som deras avfallsgenereringsbeslut leder till, antas de fatta dessa beslut på ett effektivt sätt. (Fullerton och Kinnaman, 1995 och Palmer och Walls, 1994.) En annan fördel med avfallsbeskattning är att det enda information som den som sätter skatten behöver är information om är den sociala kostnad som varje påse avfall orsakar.

Det finns dock ett antal motargument mot direkta skatter. Framförallt kan en sådan skatt leda till illegal dumpning av avfall. Dessutom kan de administrativa kostnaderna vara höga, och en enhetlig skatt kan vara ineffektiv om de olika komponenterna av avfall har olika marginella skadestnader. (Kinnaman och Fullerton, 1999.)

Ett styrmedel som har föreslagits är skatt/avgift på svåråtervinningsbara saker. I praktiken skulle en sådan skatt behöva ta formen av en avfallsskatt. Genom att beskatta avfall som är svårt att återvinna kan man ändå internalisera den externa effekt som uppstår från avfallet, och minska avfallsmängden när människorna anpassar sig till skatten. Avfallet kommer ändå att deponeras/förbrännas även i framtiden, men konsumenterna får då incitament att efterfråga varianter av varan som väger mindre och orsakar därmed en lägre kostnad för dem.

En skatt på svåråtervinningsbara saker kan dock vara svår att genomföra i praktiken. För det första måste man kunna separera de svåråtervinningsbara fraktionerna i avfallet från lättåtervinningsbara fraktioner. Om de senare återvinns (p.g.a. något annat styrmedel) har detta problem lösts. I annat fall blir skatten på all avfall som deponeras, m.a.o. både på lätt- och på svåråtervinningsbara fraktioner. I detta fall kan, såsom noterades ovan, en enhetlig skatt vara ineffektiv om de olika komponenterna har olika marginella skadestnader. I det förra fallet behövs även annan styrning.

Erfarenheter

Wertz (1976) jämförde genomsnittlig kvantitet av insamlat avfall i San Francisco, där en avfallsavgift tillämpades, till en genomsnittlig stad i USA, och estimerade priselasticitet av avfall till -0.15. Jenkins (1993) i sin tur fann att en 1-procentig ökning i en avfallsavgift leder till en 0.12 procentig fall i avfallsmängden. Jenkins studie har expanderats av Poldosky och Spiegel (1998) som ökade antalet kommuner. De estimerar den högsta priselasticitet av avfall som hittas i litteraturen, nämligen -0.39. Även Kinnaman och Fullerton (1997) uppskattar en högre elasticitet än Jenkins, men lägre än Poldosky och Spiegels estimat. Deras estimat tar hänsyn till att policyvariablerna må vara endogena, och finner att städer med högre mängd avfall och mindre återvinning har en större sannolikhet att genomföra en avfallsavgift. Tidigare estimat av elasticiteten må ha underskattat den p.g.a. att de inte har tagit hänsyn till att policy variablerna kan vara endogena.

Potentiella för och nackdelar

Många ekonomer har vidare undersökt ökningen i illegal dumpning som avfallsavgifter påstås leda till. Reschovsky och Stone (1994) och Fullerton och Kinnaman (1996) frågade hushåll huruvida dessa hade märkt en ökning i illegal dumpning som följd på införandet av en avfallsavgift. I den förra studien svarade 51 % av hushållen att dumpning hade ökat, oftast till kommersiella soptunnor. 20 % av de svarande erkände att de brände avfall, men det var omöjligt att avgöra om detta var en respons till avfallsavgiften. I Fullerton och Kinnamans (1996) undersökning svarade ca 40 % att illegal dumpning hade ökat p.g.a. en avfallsavgift. Många av dessa respondenter bodde i tätbebyggda delar av staden. Författarna fann dessutom att 28 % av minskningen i avfall som hämtas från hushållen kan hänvisas till illegala former av att bli av med avfallet.

Referenser

Bruvoll, A-G (1998) Taxing virgin materials: an approach to waste problems. *Resources, Conservation and Recycling* 22: 15-29.

- Callan, S.J. and Thomas, J.M (1999) Adopting a unit-pricing system for municipal solid waste: Policy and socio-economic determinants. *Environmental and Resource Economics* 14(4): 503-518.
- Fullerton, D and Kinnaman, T.C (1995) Garbage, recycling, and illicit burning or dumping. *Journal of Environmental Economics and Management* 29(1): 78-91.
- Fullerton, D and Kinnaman, T.C (1996) Household responses to pricing garbage by the bag. *American Economic Review* 86(4): 971-984.
- Fullerton, D and Wu, W (1998) Policies for green design. *Journal of Environmental Economics and Management* 36(2): 131-148.
- Hong, S., Adams, R.M and Love, H.A (1993) An economic analysis of household recycling of solid wastes: The case of Portland, Oregon. *Journal of Environmental Economics and Management* 25(2): 136-146.
- Jenkins, R.R. (1993) *The Economics of Solid Waste Reduction*. Edward Elgar Publishing Limited, Hants, England.
- Kinnaman, T. C. and Fullerton, D. (1997) *Garbage and recycling in communities with curbside recycling and unit-based pricing*. NBER Working Paper Series, 6021. Cambridge, MA.
- Kinnaman, T. C. and Fullerton, D. (1999) *The economics of residential solid waste management*. NBER Working Paper Series, 7326. Cambridge, MA.
- Klein, Y.L. and Robinson, H.D (1993) Solid waste disposal costs, product prices and incentives for waste reduction. *Atlantic Economic Journal* 21(1): 56-65.
- Miranda, M. L, Everett, J. W., Blume, D. and Roy, Jr B.A. (1994) Market-based incentives and residential municipal solid waste. *Journal of Policy Analysis and Management* 13(4): 681-698.
- Miranda, M.L. and Bynum, D.Z (1999) *Unit based pricing in the United States: A tally of communities*. Working paper, Nicholas School of the Environment, Duke University.
- Palmer, K and Walls, M. (1994) *Materials use and solid waste: An evaluation of policies*. Resources for the Future (RFF) DP 95-02.
- Podolsky, M. J. and Spigel, M. (1998) Municipal waste disposal: Unit-pricing and recycling opportunities. *Public Works Management and Policy* 3(1): 27-39.
- Repetto, R., Dower, R.C., Jenkins, R. and Geoghegan, J. (1992) *Green Fees: How a Tax Shift Can Work for the Environment and the Economy*. The World Resources Institute, Washington, DC.
- Reschovsky, J.D. and Stone, S.E (1994) Market incentives to encourage household waste recycling: Paying for what you throw away. *Journal of Policy Analysis and Management* 13(1): 120-139.

Seguino, S., Criner, G. and Suarez, M. (1995) Solid waste management options for Maine: The economics of pay-by-the-bag systems. *Maine Policy Review*, 49-58.

Strathman, J.G, Rufolo, A.M and Mildner, G.C.S (1995) The demand for solid waste disposal. *Land Economics* 71(1):57-64.

Wertz, K.L. (1976) Economic factors influencing households' production of refuse. *Journal of Environmental Economics and Management* 2: 263-272.

25 Miljöavgifter på avfallsbehandling

Utformning

I Sverige införde man 1992 ett avgiftssystem för att styra mot lägre kväveoxidutsläpp, den sk NOx-avgiften. Nuvarande avgift på 40 kronor per kilo utsläppt kväveoxid tas ut på alla större fasta förbränningsanläggningar. Det unika med NOx-avgiften är att pengarna finns kvar i systemet och att de återbetalas årligen till de anläggningsägare som släppt ut minst kväveoxider i förhållande till deras energiproduktion. Detta innebär att systemet innehåller både en straffande avgift samt en uppmuntrande återbetalning, dvs en dubbel styreffekt. Som styrmedel betraktat har NOx-avgiften fungerat effektivt och även i stort varit uppskattat av branschen.

Det finns idéer till att skapa liknande system även för avfallssystemen. Man kan tänka sig flera olika varianter men gemensamt för dessa är att man inför både en avgiftsdel och en återbetalningsdel. Grundidén är att pengarna stannar kvar inom systemet och endast omfördelas mellan de avgiftsskyldiga men man kan även med fördel kombinera systemet med en skatt beroende på vilken effekt man önskar uppnå.

En skiss på ett mer omfattande sådant system togs fram av Profu (2005) på uppdrag av Sydkraft (EON) till arbetet inom BRAS-utredningen (SOU 2005:23) - Detta förslag presenteras kort här som ett exempel på hur en avgift enligt ovan kan utnyttjas inom avfallssystemet. Förslaget innebär att man avgiftsbelägger allt avfall som skickas till behandling (deponering, förbränning, biologisk behandling och materialåtervinning). Återbetalningen sker i proportion till produktionen av nyttigheter från de olika behandlingsanläggningarna för att styra mot både effektivare och miljömässigt bättre avfallsbehandling. Man kan här identifiera flera olika nyttigheter från dessa system, t ex el, värme, fordonsbränsle och näringsämnen och det kommer att behövas någon form av värderingssystem för att vikta dessa nyttigheter mot varandra. Man kan här t ex utnyttja miljösystemstudier och/eller de miljömål som samhället har ställt upp.

Man kan även tänka sig att man utnyttjar systemet för en behandlingsmetod i taget. Exempelvis tas en avgift ut för allt mottaget material till biologisk behandling och återbetalas för produktionen av nyttigheterna gödsel, biogas. En annan avgift för förbränning och återbetalning för produktionen av nyttigheterna el, värme, etc.

Den avgift man tar ut kan alternativt baseras på behandlingsmetoden direkta miljöpåverkan, t ex dess utsläpp.

Systemet med avfallsavgift ger upphov till många funderingar. I ovannämnda utredning identifierades flera för- och nackdelar, bland andra följande:

Potentiella för- och nackdelar

- + Styr mot de nyttigheter som man eftersträvar med behandlingen
- + Ger incitament för att effektivisera behandlingsmetoderna och öka produktionen av nyttigheter.
- + Både avfallsmängder och nyttigheter går enkelt att mäta och kontrollera (och görs så redan idag).
- + Systemet ger möjlighet att styra från en behandlingsmetod till en annan utifrån på förhand bestämda värderingsgrunder.
- + Ger staten möjlighet att hantera både deras specifika och deras övergripande mål med avfallshanteringen.
- + De administrativa systemen som byggts upp för deponiskatten samt kväveoxidavgiften kan till stora delar utnyttjas även för denna skatt och avgift. Eventuellt kan även branschen själva hantera avgiftssystemet.
- Metoden styr mot nyttig produktion men styr inte avfallsströmmarna direkt och individuellt till lämpligast behandling.
- Alternativet kan komma att påverka/ersätta flera av de styrmedel som idag används inom avfallssektorn vilket kommer att kräva ett omfattande förarbete.
- Aktörerna kan på förhand bara uppskatta det ekonomiska utfallet för deras anläggning. Orsaken är att eventuell återbetalning beror på utfallet från produktionen av nyttigheter i övriga anläggningar i Sverige.

Referenser

BRAS-utredningen (2005) En BRA Skatt? – beskattning av avfall som förbränns. Delbetänkande av Brasutredningen. SOU 2005:23

Profu (2004): *Skiss på alternativ skatt/avgift till skatten på avfall till förbränning - 2004-02-26*, Profu, Mölndal.

26 Miljööverenskommelser och liknande frivilliga överenskommelser

Utformning

Med begreppet miljööverenskommelser avses överenskommelser som är frivilliga till sin natur och omfattar åtaganden om åtgärder av enskilda företag eller branschorganisationer som är en följd av förhandlingar med offentliga myndigheter och/eller har vunnit sitt gillande av dessa. Inom begreppet ryms allt från frivilliga åtaganden, överenskommelser till bindande avtal. I Naturvårdsverket (2000) anges att det finns 17 exempel på miljööverenskommelser från 1990-talet i Sverige. Exempelen visar bland annat att det inte finns någon ”svensk modell” på detta område. Överenskommelser har träffats, branscher har gjort åtaganden som vunnit myndigheters gillande men utformningen har skilt sig åt från fall till fall och från område till område beroende på omständigheterna.

De svenska överenskommelserna har i de flesta fallen haft funktionen att de tillkommit istället för en lagstiftning eller för att genomföra en lagstiftning på ett område. Det finns ett fåtal exempel på överenskommelser som syftar till att nå längre än lagstiftningen. Överenskommelserna har ofta använts i kombination med andra styrmedel.

Överenskommelser finns inom ganska många åtgärdsområden men de är vanligast för varor av olika slag.

Frivilliga överenskommelser är i sig egentligen inget direkt styrmedel. Styrmedlet är egentligen att statsmakterna kan hota med lagstiftning om branschen/organisationen inte går med på en frivillig överenskommelse.

Erfarenheter

Enligt Naturvårdsverkets studie (2000) visar de flesta studier på att själva utformningen av överenskommelsen är avgörande för hur utfallet i slutändan blir. Utformningskriterier som anses vara viktiga är främst

- Ambitiösa och klart definierade mål, som helst har sin grund i eller åtminstone koppling till miljöpolitiken,
- Trovärdig övervakning och uppföljning, med ett tydligt specificerat business-as-usual-scenario att stämma utfallet mot.
- Trovärdigt hot om andra styrmedel om målen inte uppnås, helst med åtgärder mot individuella företag,
- Åtgärder för att minska de potentiella nackdelarna med miljööverenskommelser, som t.ex. konkurrensbegränsande effekter och brist på social acceptans,

Enligt Naturvårdsverksrapporten tyder forskningsresultaten på området på att *de uppsatta målen i miljööverenskommelser i många fall nås*, eller nästan nås. Däremot är *mål som förhandlas fram inom ramen för överenskommelser ofta inte särskilt ambitiöst satta*. Utmärkande för de överenskommelser som inte lyckats är att de har träffats med branscher med ett stort antal företag. Det finns också exempel på överenskommelser med otydliga mål som inte går att följa upp och överenskommelser där referenssituationen inte är klarlagd.

Den empiriska forskningen ger inga bevis för att miljööverenskommelser är *ekonomiskt effektiva*. Enligt ekonomisk teori är miljööverenskommelser (förenklat) mer kostnadseffektiva än lagstiftning och mindre effektiva än ekonomiska styrmedel. Kostnader som enligt teorin antas vara lägre än vid lagstiftning är kostnader för åtgärder och administration. Dessutom antas miljööverenskommelser ge incitament till teknisk utveckling. En nackdel enligt teorin är risken för negativa effekter på konkurrensen. Det går inte att bedöma om de svenska exemplen på överenskommelser medfört lägre kostnader jämfört med en användning av andra styrmedel. Från myndighetssidan har lägre administrationskostnader (för det allmänna) framhållits i några fall (byggbranschens PCB åtagande, sanering av bensinstationstomter, bekämpningsmedel). Besparingar p.g.a. effektivitetsvinster har t.ex. framhållits av förpackningsindustrin rörande förpackningsinsamlingen och om samverkan inom vattendragsgrupper. En fördel med miljööverenskommelser som ofta hävdas är att de är *lättare att genomföra*, både praktiskt och politiskt, än förändringar i den nationella lagstiftningen och genom EU-arbete. I de svenska exemplen på överenskommelser har genomförbarhet bl.a. framhållits som argument i några fall från transportområdet då det funnits svårigheter med att införa ett ekonomiskt styrmedel och överenskommelsen berett väg för införandet.

Potentiella för- och nackdelar

Miljööverenskommelser har inte samma koppling till den politiska processen som traditionella styrmedel. För att miljööverenskommelser ska komma till stånd krävs istället

tillräckliga incitament för att både myndigheter och näringslivet ska vilja träffa en överenskommelse. Genomförbarhet kan i sig vara ett viktigt argument för myndigheterna.

Miljööverenskommelser kan ses som en möjlighet i vissa fall när det bedöms som svårt att införa andra styrmedel på ett område eller när de befintliga styrmedlen inte bedöms som tillräckliga eller för resurskrävande för att nå uppsatta mål.

Vad gäller incitament för näringslivet framförs i litteraturen regleringsmässiga och marknads-mässiga motiv samt fördelar av samarbete mellan företagen i överenskommelsen som viktiga incitament.

Samhällets acceptans för styrmedlet påverkar också i stor utsträckning genomförbarheten. Många utländska studier pekar på risken för att användningen av miljööverenskommelser innebär en maktförskjutning i samhället.

Flera studier, både teoretiska och empiriska, framhåller ”mjuka” effekter, som t.ex. spridning av information och kunskap om ny teknik och ökad medvetenhet om miljöproblemen, som den stora fördelen med miljööverenskommelser jämfört med andra styrmedel. Det kan dock konstateras att mjuka effekter är mycket svåra att mäta, varför empiriska bevis på detta är svåra att påvisa. En tydlig rekommendation från litteraturen är dock att inte underskatta dessa effekter. Det finns även svenska exempel som visar att just denna typ av effekter betonas.

Referenser

Naturvårdsverket (2000) Miljööverenskommelser – en möjlighet i miljöarbetet. Naturvårdsverket Rapport 5064. Naturvårdsverket, Stockholm.

SOU 2001:102. *Resurs i retur - Slutrapport från utredningen för översyn av producentansvaret*. Miljödepartementet, Statens offentliga utredningar.

27 Nationella mål för avfall

Utformning

Genom olika typer av mål ska man göra det möjligt att minska avfallsmängderna eller förbättra hanteringen av avfallet på annat sätt. Målen bör gälla både hushållsavfall och industriavfall men måste formuleras annorlunda för respektive grupp.

Ett nationellt mål för att minska avfallsmängderna skulle kunna leda till att fokus läggs på detta och att man från både myndigheter och företag skulle tvingas arbeta för att nå målet. Målnivån kan vara hur mycket avfallsmängderna får öka eller måste minska. Målnivån kan anges i absoluta termer (x ton avfall med ett referensår som utgångspunkt) eller relativt en referens (öknings-/minskningstakt i procent).

I det nya avfallsdirektivet står det att medlemsländerna ska jobba för avfallsprevention så detta finns redan som styrmedel, fast utan en fast målnivå. En möjlighet är att mål sätts för enskilda industrigrenar/ avfallslag för att mer konkret peka ut avfallslag som ska minimeras. Vid arbete med avfallsminimering och kommunikation med bl.a. industriföretag är det viktigt att tänka på att det som kommuniceras som avfallsprevention av industrin snarare ses som processoptimering eller ökat materialutnyttjande.

Det är centralt att målen är accepterade av samhället i stort och att de kan uppnås med rimliga insatser. Mål som inte kan uppnås tenderar att förlora i värde och trovärdighet. Troligen måste de också kombineras med andra styrmedel. Det är också viktigt att det finns någon som ”äger” målet och som därmed arbetar för att uppnå det.

Erfarenheter

Ett gott exempel är målen på återvinningsnivåer för förpackningsmaterial. Dessa mål är tagna av riksdagen och har av producenterna upplevts som styrande. Detta har lett till att producenterna känt ansvar för att de ska uppnås, vilket man nu också lyckats med.

Ett annat exempel är målet för behandling av organiskt avfall. I de nationella miljömålen finns två delmål som berör biologisk behandling av organiskt avfall:

- Senast år 2010 skall minst 35 procent av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker återvinnas genom biologisk behandling. Målet avser källsorterat matavfall till såväl hemkompostering som central behandling.
- Senast år 2010 skall 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.

Utfallet av de svenska miljömålen är att år 2007 återvinns cirka 18 procent av matavfallet från hushåll, restauranger och butiker genom biologisk behandling. Kapaciteten för biologisk behandling, främst rötning, ökar. Även antalet kommuner som sorterar ut matavfallet ökar. Trots detta är det osäkert om målnivån kommer att nås. Större delen av matavfallet från livsmedelsindustrier återvinns genom biologisk behandling eller används som djurfoder. En trolig anledning till att det är svårare att nå målet med biologisk behandling än målet med återvinning för förpackningsmaterial är att kommunerna inte känner lika stor press som producenterna med målet, vilket skulle kunna bero på rädslan för efterverkningar. Producenterna har idag ett frivilligt åtagande och vill inte bli mer detaljstyrda, medan kommunerna känner en större frihetsgrad.

Miljömålen håller för närvarande på att uppdateras. I förslagen till nytt mål för 2015 anges:

- Minst 35 procent av matavfallet från hushåll, restauranger, storkök och butiker tas omhand så att växtnäringen kan utnyttjas.

Potentiella för och nackdelar

Kan vara svårt att leva upp till målen (se t.ex. de befintliga miljömålen) om de inte är tydliga och väldefinierade. Det kan också vara svårt att tvinga företagen att ta ansvar.

Vad gäller införandet av ett nationellt mål för minskning av avfallsmängderna kan det vara komplicerat att bestämma t.ex. vilka avfallsslag som skall omfattas, vem som ska vara ansvarig för att målet uppnås (det verkar orimligt att ha materialbolag för alla varor/allt material som förekommer), vilka påföljder det ska bli om man inte uppnår målet osv. Det är förmodligen svårt att styra på ett sådant mål, en lösning kan vara en nationell målnivå som övergripande policy och därefter formulerar ett paket av smarta styrmedel som går att styra på i rätt riktning.

Industrin kan få svårt att se målet som ett rimligt krav. Avfallsmängder är i många fall direkt kopplade till produktionsvolym och ett krav på minskning av avfallsmängder ses därför som

ett krav på minskad produktion. Det är därför viktigt att man väljer rätt avfallsslag som ska minskas. Om mål ska sättas och upplevas som seriösa av industrin måste de sättas i relation till produktion, tillväxt eller liknande.

Referenser

Allessie, M.M.J. (1989) Approach to the prevention and recycling of waste. *Ind Environ* 12(1):25-29.

Bilagor till den fördjupade utredningen om miljömål:

<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-1265-6.pdf>

28 Stöd till benchmarking

Utformning

Benchmarking är en term inom framförallt företagsekonomi där man inom organisationer utvärderar sin verksamhet i förhållande till dem som man uppfattar beter sig bäst inom en viss bransch. Ibland har uttrycket översatts som riktmärkning, prestandajämförelse eller prestandamätning.

Det finns tre olika synsätt på benchmarking:

1. Intern: Företaget fokuserar på att jämföra sig mot sina egna enheter t.ex. divisioner och dotterbolag.
2. Konkurrens: Företaget fokuserar på konkurrenterna inom samma bransch. Både likheter och skillnader analyseras.
3. Funktion: Även detta synsätt fokuserar på de externa, dock ej på konkurrenterna. I stället ser man till framstående företag överlag, så kallade "bäst i klassen". Det är oftast en process som kostar företagen mycket pengar i och med att man gör flera undersökningar både externt och internt i företaget. Resekostnader kan också förekomma om man ska jämföra med andra konkurrenter i andra länder eller om man är ett väldigt globalt företag, men oftast tar denna kostnad ut sig när man ser vilka fördelar det innebär att tillämpa benchmarking.

Erfarenheter

Under 2008 har Avfall Sverige lanserat ett nytt webbaserat benchmarking- och statistiksystem kallat Avfall Web. Systemet är utvecklat för att kunna ge stöd vid verksamhetsplanering och benchmarking. Avfall Web ger verktyg för användaren själv att utvärdera sin verksamhet och ta fram rapporter och nyckeltal bland annat. Nyckeltalen kan även med fördel användas för att lättare förmedla information om verksamheten till olika intressenter som personal, ledning och politiker. Systemet ska också underlätta insamling och användning av avfallsstatistik. Tidigare erfarenhet av ett liknande system visar enligt Avfall Sverige att det är ett bra sätt att jämföra och värdera kommunens arbete och resultat, se vad som är bra och vad man behöver arbeta mer på.

Potentiella för- och nackdelar

- + Ett enkelt sätt att jämföra sig med andra
- + Ett sätt att sprida goda exempel
- Det är viktigt att man jämför relevanta prestanda

Referenser

Avfall Sverige: http://www.avfallsverige.se/m4n?oid=2453&_locale=1

29 Enhetlig nomenklatur

Utformning

Olika aktörer har ofta olika benämningar på samma saker:

- hushåll
- företag
- kommun och avfallsföretag

Ett exempel är att det som kommunen kallar återvinningscentral i praktiken av många människor kallas "tippen" och att miljöstationer ofta benämns "macken". Flera andra exempel finns.

Dessutom är de officiella beteckningarna ibland förvillande, exempelvis är det inte lätt för många människor att veta vad det är för skillnad på återvinningscentral och återvinningsstation. Ett annat förvillande begrepp är beteckningen miljöstation: begreppet kan ge intryck att det är helt acceptabelt att använda kemikalier, oljor, lösningsmedel etc. bara man lämnar dem i miljöstationen – det vore mer pedagogiskt att använda "giftstation" eller "farlig-station" för att bättre markera riskerna med de kemiska produkter som man hanterar.

Syftet med styrmedlet är att åstadkomma en bättre nomenklatur som kommer att användas av både konsumenter, företag, kommuner, myndigheter och avfallsföretag. Nomenklaturen bör omfatta benämningar på återvinningscentraler, återvinningsstationer, återvinningsgårdar, miljöstationer såväl som på avfall och de avfallsfraktioner som hanteras. Nomenklaturen är framför allt viktig för att påverka konsumenterna, och företag, till källsortering.

30 Tydliga planeringsunderlag

Utformning

Det mest klassiska styrmedlet för styrningen i ett samhälle är att arbeta med planer och mål för hur ett förändringsarbete ska genomföras. I Sverige finns åtskilliga typer av planeringsunderlag som avser att styra avfallshanteringen på nationell, regional och kommunal nivå (exempelvis de lagstadgade kommunala avfallsplanerna eller den nationella avfallsplanen *Strategi för hållbar avfallshantering*). Även på den gemensamma Europainivån återfinns planer. Gemensamt för dessa planer är att det finns en planeringsprocess där åtgärder tas fram, beslutas, implementeras och sedan utvärderas. En del siktar in sig direkt på avfallshanteringen medan ett stort antal berör delar av avfallshanteringen (exempelvis översiktplaner för fysisk planering). Planerna har varit och är fortfarande ett viktigt styrmedel för styrningen av avfallssystemet.

Man kan tänka sig att man utvecklar planeringen vidare och tar fram tydligare planeringsunderlag som mer detaljerat styr utvecklingen på de olika samhällsnivåerna. Detta kräver större resurser i planeringsprocessen och det kräver mer samordning med andra samhällseliga mål jämfört med idag. Förutom att planerna kan bli mer tydliga så kan man även göra planerna mer bindande. De flesta avfallsplaner visar idag till största delen mål och inriktningar för framtiden som inte är direkt styrande. Man kan även tänka sig att enbart delar

av avfallshanteringen omfattas av en mer tydlig och styrande planeringsprocess. Ett exempel som nämnts som möjlig är planeringen av insamlingsystem för avfall/återvinningsmaterial. Insamlingen är något som berör många och som påverkar flera olika delar i samhället.

Potentiella för- och nackdelar

- + Ger möjlighet i en demokratisk process att arbeta fram planer för utvecklingen som tar hänsyn till ett stort antal olika intressen för utvecklingen
- + Ger möjlighet för både övergripande och detaljerad planering och samordningen mellan dessa.
- + Ger troligen god insyn i utvecklingen då processen kräver historisk uppföljning med statistik och annan feedback från berörda.
- Planeringsprocessen ställer sig ovanför marknadens inflytande. Detta innebär att man i mindre utsträckning finner de kostnadseffektiva lösningar som annars marknadens aktörer fångar.

31 Regionala avfallsplaner med industrin

Utformning

Enligt svensk lag är alla kommuner skyldiga att upprätta en avfallsplan. Denna skall innehålla uppgifter om uppkommen mängd avfall samt åtgärder för att minska mängden samt avfallens farlighet. Även om planerna skall omfatta allt avfall har många kommuner valt att fokusera på det avfall som omfattas av den kommunala renhållningsskyldigheten (hushållsavfall och därmed jämförligt avfall). För att fånga in allt avfall i planen krävs alltså inte ett nytt styrmedel, det räcker med ett tydliggörande av kraven. Ett ökat samarbete mellan kommun och företag kring avfallshanteringen kan öka medvetenheten om de mängder avfall som uppkommer och den påverkan som detta ger på miljön.

Idag sköts en stor del av avfallshanteringen i olika regionala samarbeten. Detta är många gånger att föredra då infrastrukturen för insamling och behandling av avfall på så vis kan skötas mer kostnadseffektivt. En ökad regional samverkan kan eventuellt uppnås genom krav på upprättande av regionala avfallsplaner.

Även om man idag har en skyldighet till att upprätta kommunala avfallsplaner så har dessa oftast haft en mindre roll att fylla för styrandet av utvecklingen. Om man inför motsvarande krav på regional nivå kan man, om så önskas, även lägga striktare krav i planeringsarbetet med uppföljning och kontroll av att arbetet även bedrivs enligt kraven. Man kan t ex kräva att man i planeringsprocessen tar fram konkreta åtgärder för framtiden samt ser till att dessa åtgärder beslutas, implementeras och sedan utvärderas. Man kan även tänka sig att man kräver att planerna ska visa hur man når upp till vissa miljömässiga minimikrav, etc.

Erfarenheter

I Danmark har kommunerna tidigare haft ansvar för allt avfall som uppkommer inom kommunens gränser. Varje kommun upprättade en plan för omhändertagandet av avfallet. Företagen var därmed ålagda att leverera sitt avfall till anläggning som anvisades av kommunen. Under senare år har en process mot en avreglering startat där man bl a avser att öka möjligheterna för företagen att själva välja vem som skall ta hand om deras avfall.

Det finns flera exempel på regionala avfallsplaner i Sverige. Exempelvis har SYSAV, som är ett avfallsbolag som ägs av 14 kommuner i Skåne, tagit fram en regional avfallsplan för åren 2006-2010. I planen uppmärksammar man att regional samverkan blivit allt viktigare för att uppnå de mål man satt upp på avfallshanteringen. Kommunerna är dock fortfarande skyldiga att upprätta egna avfallsplaner, dessa har därför utarbetats gemensamt med den regionala avfallsplanen för att uppnå samstämmighet.

Potentiella för- och nackdelar

Att utöka avfallsplanen till att omfatta även företagens avfall eller till att omfatta ett flertal kommuner kan ge en tydligare bild över de avfallsmängder som uppstår. Därigenom erhålls ett bättre underlag för att fatta beslut kring de infrastrukturella investeringar som krävs för att omhänderta avfallet. Att involvera företagen kan också innebära en höjd medvetenhet hos dessa om avfallens påverkan på miljön.

Att många kommuner hittills valt att helt eller delvis utelämna företagens avfall från avfallsplanen beror troligen delvis på svårigheter att samla in informationen från företagen och att engagera dessa. I en kommun med många företag kan det innebära ett mycket stort arbete att samla in data och inte minst att aktivera företagen i processen. I och med att kommunerna heller inte har någon bestämmanderätt över detta avfall är det troligen mycket svårt att upprätta en plan över hur detta avfall skall omhändertas.

32 Miljömärkning, varuinformation och liknande

Utformning

Miljömedvetna inköp är en stark drivkraft för att utveckla en marknad med mer miljöanpassade produkter eller för att styra mot avfallsminimering. Ett sätt att påverka utvecklingen i rätt riktning kan vara att välja miljömärkta produkter. Miljömärkning är ett informativt verktyg som ett företag kan använda sig av för att kommunicera produkters miljöprestanda till konsumenterna och kunder. I Sverige finns en rad olika typer av miljömärken på marknaden.

Positiv miljömärkning

En så kallad positiv miljömärkning grundar sig på att med hjälp av ett antal kriterier försöka identifiera de miljöprestanda som en produkt ska klara för att ett företag ska få använda sig av märket. Märkningen är relativ och man gör jämförelser inom en viss produktgrupp, eller eventuellt mot andra jämförbara produktgrupper. Märkningen bygger på att en tredje part sätter upp olika kriterier och beslutar om en produkt får miljömärkas eller inte, så kallad tredjepartscertifiering. Märkningen är frivillig. Exempel på miljömärken i denna kategori är den nordiska Svanen och EU-blomman. SIS Miljömärkning är ett nationellt utsett och behörigt organ, som förvaltar både den nordiska Svanen och den europeiska EU-blomman.

Negativ miljömärkning och varningstexter

Negativ miljömärkning baseras på att man märker ut farliga egenskaper hos produkten, t.ex. en dödskele eller annan symbol.

Varningstexter används flitigt inom kemikalieområdet där klassificering och märkning av kemikalier uppfattas som ett viktigt styrmedel (se t.ex. Kemikalieinspektionens hemsida: www.kemi.se). Inom andra områden är varningstexter och/eller negativ märkning inte särskilt vanliga. De kan ses som ett informativt styrmedel som ämnar ändra konsumenters preferenser

och därmed deras beteende med lättillgänglig information. Sådantillvida konsumenterna är dåligt informerade av de konsekvenser som deras produktval har kan en sådan märkning av produkter leda till en viss ändring i konsumtionsmönstren. Märkning av varor innehållande farliga ämnen diskuterades i avsnittet om Negativ märkning av varor baserat på kemikalieinnehåll i samband med den 0,1 –procents regel som ingår i REACH.

Uppmanande miljömärkning

Uppmanande miljömärkning innebär (i detta fall) att man på varan eller varans förpackning anger hur den uttjänta vara ska hanteras, t.ex. "lämnas som farligt avfall vid kommunens miljöstation".

Privata miljömärkningar

I den positiva miljömärkningen har som ovan angetts Svanen och EU-blomman blivit officiella miljömärkningssystem. Det finns även ett antal privata märken som till exempel Naturskyddsförningens "Bra Miljöval" och KRAV för ekologiska produkter, vilka också bygger på tredjepartscertifiering. För att få kalla en produkt ekologisk måste den ha producerats enligt EG:s regler för ekologisk produktion.

En andra typ av privata märken, så kallade egna miljöuttalanden, innebär att importörer, grossister och tillverkare själva kan beskriva miljöegenskaperna hos en vara eller tjänst. Exempel på denna typ av märkning är dagligvaruhandelns egna miljövarumärken. Det finns särskilda ISO standarder för såväl miljömärkningen som för egna miljöuttalanden. Man brukar tala om miljömärkning typ I respektive typ II.

Importörer, grossister och tillverkare kan också göra s.k. egna miljöuttalanden, d v s beskriva miljöegenskaperna hos en vara eller tjänst. Ett exempel skulle t ex kunna vara *denna produkt innehåller X % återvunnen råvara*. Dagligvaruhandelns egna miljövarumärken brukar oftast vara av denna typ, som kallas miljömärkning typ II (ISO 14021 och Naturvårdsverket, 2008). Det finns även en typ III-märkning som är förbehållet så kallade miljövarudeklarationer (ISO/TR 14025). Syftet med dessa är att ge jämförbar och kvantifierad information om produkters och tjänsters miljöpåverkan utifrån ett livscykelperspektiv (Manzini et al, 2006). I Sverige registrerar Miljöstyrningsrådet certifierade miljövarudeklarationer.

Miljövarudeklarationer

Det finns även en typ III-märkning som är förbehållet så kallade miljövarudeklarationer. Syftet med dessa är att ge jämförbar information om produkters och tjänsters miljöpåverkan. De används i första hand för att ge information mellan företag. Miljöstyrningsrådet registrerar certifierade miljövarudeklarationer (EPD, Environmental Product Declaration).

Energimärkning

Regler om energimärkning innebär att konsumenter har rätt att få information om hushållsapparaters förbrukning av energi och andra resurser. Produkterna ska förses med energimärkning. Syftet är att underlätta för konsumenterna att välja energisnåla hushållsapparater. Statens energimyndighet är tillsynsmyndighet.

Erfarenheter

Litteraturen om direkta erfarenheter av miljömärkning som styrmedel mot olika delar av avfallshierarkin är begränsad. Däremot finns litteratur som berör konsumentens beteende vid märkning, bl.a. Bue Björner m.fl. (2002) och TemaNord (1999). Miljömärkningssystemet Svanen har utretts flera gånger och analyserna har visat att denna märkning har haft både

direkt och indirekt påverkan på miljön, och även att det finns betydelsefulla miljöparametrar som inte ingår i kriterierna (Tema Nord 2001).

Potentiella för- och nackdelar

En analys av Allison och Carter (2000) av miljömärkning ur ett europeiskt perspektiv visar att miljömärkning av typerna I-III fungerar bra som verktyg för att kommunicera produkters miljöpåverkan. En kritisk faktor är dock hur transparent miljömärkningen är. Det är därför viktigt att se till att konsumenten (privatperson eller företag) vet vad en märkning betyder. En potentiell nackdel är att kriterierna för olika produktgrupper som kan märkas med de ledande miljömärkena (se t ex Svanen) bl a utgår ifrån från de miljöproblem som finns för en specifik produktgrupp och hur omfattande det problemet är (SIS Miljömärknings hemsida, 2006). Detta innebär att t ex resursanvändning ses som ett potentiellt miljöproblem för att överhuvudtaget komma med som kriterium för miljömärket. En annan nackdel är risken att incitamenten för ett företag att ytterligare förbättra produktens miljöprestanda kan minska om en miljömärkning ges till en produkt under ett antal år. Därför finns det ett behov att kriterierna för miljömärkningen uppdateras kontinuerligt för att säkerställa att märkningen hela tiden ges till de ”bästa” produkterna. Detta kan i sin tur göra märkningssystemet dyrt och svåröverblickbart.

- För mycket information i märkningen kan göra den svårförstålig.
- För många olika märkningssystem kan göra att konceptet miljömärkning förknippas med oenighet och rörighet.
- En risk vid privata miljömärkningar är att man kanske marknadsför en egenskap, medan produkten har andra negativa egenskaper, t.ex. "miljökassar" av nedbrytbar plast som kan göra det omöjligt att återvinna annan plast.
- Det är viktigt att relevanta kriterier används.
- + Informationen om varans miljöpåverkan finns på varan (eller förpackningen) så att informationen är tillgänglig för konsumenten vid inköpstillfället.

Referenser

Allison, C and Carter, A. (2000) *Study on different types of Environmental labelling (ISO Type II and III labels): Proposal for an Environmental Labelling Strategy*. Final Report, DG Environment, European Commission, Brussels and Environmental Resource Management Ltd, Oxford.

Bue Björner et al (2002) *Environmental labelling and consumers' choice – an empirical analyses of the effect of the Nordic swan*. Working paper No 02-W03, Department of economics, Vanderbilt University

Erskine, C.C. and Collins, L. (1997) Eco-labelling: success or failure? *The Environmentalist* 17:125-133.

<http://www.norden.org/pub/velfaerd/konsument/sk/TN2001522.pdf>

ISO 14021. *Miljömärkning och miljödeklarationer - Egna miljöuttalanden (Typ II miljömärkning)* (ISO 14021:1999). SIS, Stockholm.

ISO 14024. *Miljömärkning och miljödeklarationer - Typ I miljömärkning - Principer och procedurer* (ISO 14024:1999). SIS, Stockholm.

ISO/TR 14025. *Miljömärkning och miljödeklarationer - Typ III miljödeklarationer - Principer och procedurer*. SIS, Stockholm.

Manzini, R., Noci, G., Ostinelli, M. and Pizzurno, E. (2006) Assessing Environmental Product Declaration Opportunities: A reference framework. *Business strategy and the environment* 15:118-134.

Naturvårdsverket (2008) *Miljömärkning*. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Hallbar-produktion-och-konsumtion/Styrmedel-och-verktyg/Miljomarkning/>. Besökt den 16 juli 2008.

EC. *Riktlinjer för utformning och bedömning av miljömärkning*. Europeiska kommissionen Generaldirektoratet för hälsa och konsumentskydd.

http://ec.europa.eu/consumers/cons_safe/news/green/guidelines_sv.pdf

SIS Miljömärkning (2006) <http://www.svanen.nu/> Besökt 2008-09-02

TemaNord (1999) *Nordiska konsumenter om Svanen – livsstil, kännedom, attityd och förtroende*. TemaNord 1999:592

Tema Nord (2001) Utvärdering av den nordiska miljömärkningen Svanen ur konsument- och miljöperspektiv. TemaNord 2001:522

33 Samlokalisering av industrier med kopplade system

Utformning

Samlokalisering av industrier med kopplade system för synergieffekter beskrivs ofta i litteraturen som Industriella ekosystem/ekoparker där flöden av rester från material och energi från en industri kan fungera som resurs i en annan industri. Dessa system bygger på tanken att designa industriella system utifrån designen i naturens ekosystem. Syftet är att forma industrier som följer de ekologiska begränsningarna (Lowe and Evans, 1995). Industriella ekosystem kan också ses som den praktiska tillämpningen av teorin om Industriell ekologi, som bygger på grundtanken att likställa industrier med biologiska ekosystem som måste vara i balans för långsiktig livskraft. Genom att effektivisera energi och materialåtgång i produktion, användning, återvinning och i service kan en industri få en rad fördelar både konkurrensmässigt och ekonomiskt, precis som i naturen (för vidare diskussion kring definitionen av industriell ekologi, se Seuring, 2004). Genom att utnyttja avfall från ett industriellt system som en resurs i ett annat system kan industriella ekoparker ur ett avfallsperspektiv ge vinster i form minskad användning av ny råvara, ökad avfallsminimering och ökad återanvändning och återvinning.

Erfarenheter

Ett välkänt exempel på en Industriell ekopark är Kalundborg i Danmark. Denna ekopark har under de senaste decennierna formats utan direkt tanke på att det var just en industriell ekopark som var målet. Från början tycks syftet med utbyte av material och energi mellan industrierna rent ekonomiskt; att minska avfallet genom att hitta användning för det som dessutom gav ekonomisk vinning. Medvetenheten om att det även gav miljömässiga vinster kom efter hand. Konkreta miljövinster för Kalundborgs industriella ekopark har visat sig vara minskad resursanvändning, minskade emissioner av kol- och svaveldioxid samt minskade

emissioner till omkringliggande vattendrag. För mer information, se hemsidan för The Kalundborg Centre for Industrial Symbiosis (2008).

Potentiella för och nackdelar

Samlokalisering av industrier i form av industriella ekoparker får ses som ett gott exempel på hur företag kan arbeta för att minska sitt avfall och effektivisera sin resursanvändning.

Däremot är det svårt att se hur en samlokalisering konkret kan användas som styrmedel. Här får snarare den fysiska planeringen anses vara det styrmedel som kan ge möjligheter för industrier att lokaliseras på ett sådant sätt att avfall (i vid bemärkelse) från en industri, enkelt kan användas som resurs i en annan i området närliggande industri. Vidare kan samhället ge stöd genom att finansiera personal som kan koordinera och söka lösningar på avfallsproblem.

Referenser

Lowe, E.A. och Evans, L. K (1995) Industrial ecology and industrial ecosystems. *Journal of cleaner production* 3: 47-53.

Seuring, S. (2004) Industrial ecology, life cycles, supply chains: Differences and interrelations. *Business strategy and the environment* 13: 306-319.

The Kalundborg Centre for Industrial Symbiosis (2008) www.symbiosis.dk. Besökt 08-09-02.

34 Offentlig upphandling med miljökrav

Utformning

Företag och organisationer kan ta hänsyn till miljön på flera sätt. Ett sätt att göra det är inkludera miljökrav vid upphandling av varor och tjänster (Zsidin och Siferd, 2001). Li och Geiser (2005) beskriver tanken bakom miljöanpassad offentlig upphandling som att myndigheter ska ta ansvar för att identifiera de produkter och tjänster som är mer miljövänligare än andra och därmed föredra dessa i en upphandlingssituation. Visionen är att myndigheterna i sin roll som stora uppköpare ska stimulera och påverka marknaden så att den tillhandahåller produkter som inte har så stor miljöpåverkan sett över hela produktens livscykel, produktion och avfallshantering inkluderat.

Offentlig upphandling i Sverige syftar till att säkra den fria varu- och tjänsterörelsen inom EU. Det generella mönstret för en upphandling är att först görs en behovsanalys som sedan följs av en marknadsanalys. Med detta som underlag preciseras de krav som kan ställas på leverantörerna och kraven på föremålet för upphandlingen. Anbudsutvärderingen skall sedan göras med hänsyn till dessa krav (Falk, 2001, Hochschorner, 2008). Varken i de bakomliggande direktiven eller i Lagen om offentlig upphandling (LOU) (SFS 2007:1091) nämns vilka miljökrav som går att ställa i offentlig upphandling. Men frånvaron av regler kring detta medför inte i sig att miljökrav inte kan ställas. Direktiven innehåller inga detaljerade regler på något område utom när det gäller upphandlingsprocessen och olika procedurregler. Avsaknaden av detaljerade regler inom kvalitet, hållbarhet och materialval innebär inte att krav på detta är otillåtet. Det gäller bara att ställa kraven på rätt sätt. Det finns alltså möjligheter för myndigheter och företag att ta med krav i upphandling som riktar sig mot olika nivåer i avfallshierarkin. Kraven skulle t ex kunna röra sig om innehåll av miljöfarliga ämnen, eller att produkten ska ha innehålla en viss mängd återvinningsbart material.

Erfarenheter

Naturvårdsverket lät 2008 genomföra en granskning av 270 upphandlingar gjorda av kommuner, landsting och statliga myndigheter för att se i vilken utsträckning miljökrav ställs vid offentlig upphandling (Naturvårdsverket, 2008). Resultaten från granskningen visade att miljökrav har ställts i 78 procent av de granskade upphandlingarna. Ingen skillnad i frekvensen av miljökrav i upphandlingar av varor eller tjänster kunde påvisas. Vidare visade undersökningen att den vanligaste typen av miljökrav är miljökrav i form av obligatoriska krav på leverantörer, då sådana krav förekom i nästan hälften av de 270 studerade upphandlingarna. De vanligaste typerna av krav handlade om ingående ämnen, miljöledningssystem, miljöarbete samt producentansvar för förpackningar.

Fem europeiska organisationer har på uppdrag av EU-kommissionen utvärderat nivån på den miljöanpassade upphandlingen inom Europa (Bouwer et al 2006). Slutsatserna från utvärderingen var att ansvariga för upphandlingar såg brist på information och brist på verktyg som viktiga barriärer. Därför kan kommunikation, informationsspridning och praktisk träning vara mycket viktigt om ett land ska kunna öka andelen upphandlingar med miljökrav. Studien visar också att ledningens support samt den politiska ledningen är viktig för genomslagskraften. Här nämns t ex införandet av miljöledningssystem på myndigheter som en viktig signal till ansvariga för upphandling att satsa på miljökrav. Miljöledningssystem diskuteras i mer detalj på annan plats.

Potentiella för- och nackdelar

Fördelen med miljöanpassad upphandling i relation till avfallshantering är möjligheten att ställa krav på och i slutändan påverka marknadens syn på miljöpåverkan från hela produktens livscykel. Genom att ställa krav på t ex minskad användning av vissa kemikalier och/eller ökad användning av återvinningsbara material kan myndigheter påverka produkters design och miljöpåverkan som i slutändan kan påverka både resursanvändning och avfallshantering. Erfarenheter visar dock att de ansvariga för upphandlingarna behöver stöd i form av tydliga handledningar och riktlinjer. Detta är särskilt viktigt för att stödja att de miljömässiga kriterierna får lika framträdande roll som kraven på t ex kvalitet och ekonomi. Annars finns risken att en det slutliga resultatet av en upphandling inte leder till minskad miljöpåverkan även om miljökrav ställs (jmf Bouwer et al, 2006 samt Handfield et al, 2005).

Referenser

Bouwer M, Jonk M, Berman T, Bersani R, Lusser H, Nappa V, Nissinen A, Parikka K, Szuppinger P och Viganò C (2006). *Green Public Procurement in Europe 2006 – Conclusions and recommendations*. Virage Milieu & Management bv, Haarlem, Nederländerna.

Falk, J-E (Red) (2001) *Miljöanpassad upphandling – offentlig och privat*. Jure CLN AB, Stockholm

Handfield, R., Sroufe, R. och Walton, S. (2005) Integrating environmental management and supply chain strategies. *Business strategy and the environment* 14:1-19.

Hochschorner, E (2008) *Life cycle thinking in environmentally preferable procurement*. Doctoral thesis in Infrastructure TRITA SoM 2008-05. Avdelningen för miljöstrategisk analys – fms, KTH, Stockholm.

Li, L. och Geiser, K (2005) Environmentally responsible public procurement (ERPP) and its implications for integrated product policy (IPP). *Journal of cleaner production* 13: 705-715
Naturvårdsverket (2008) *Miljöanpassad upphandling i praktiken. En genomgång av offentliga upphandlingar 2007*. Rapport 5807. Naturvårdsverket, Stockholm.

SFS 2007:1091. *Lag om offentlig upphandling*.

Zsidin, G.A och Siferd S.P. (2001) Environmental purchasing: a framework for theory development. *European journal of purchasing and supply management* 7: 61-73

35 Miljöklassning av byggnader

Utformning

Miljöklassning av byggnader kan ses som en slags miljömärkning (se även ovan). Det huvudsakliga syftet är att driva fram utvecklingen mot en miljöanpassad och hälsoinriktad byggsektor (jmf Glaumann et al, 2008). Med en klassning får man inte endast reda på att byggnaden uppfyller ett visst antal kriterier ur miljösynpunkt, man ska också få en uppfattning om *hur* bra en byggnad är ur miljösynpunkt. Tanken är att klassningen ska fungera som underlag för förbättringsåtgärder. En bra miljöklassning är också ett bra argument vid köp eller försäljning av bostad. Det kan även fungera som ett underlag för t ex försäkringsbolag, banker och myndigheter att ge förmånliga villkor och/eller bidrag för att ge en fingervisning om framtida problem och möjligheter. Ett möjligt styrmedel vore därför att i ett klassningssystem lägga in kriterier för t ex resursanvändning, återvinningsbarhet för byggmaterial och kemikalieanvändning för att synliggöra även dessa aspekter inom bygg- och anläggningssektorn. Klassningen har därför möjligheten att stimulera minskat resursanvändande och ökad återvinning samt att medverka till att minska användningen av farliga ämnen i material.

Erfarenheter

Flera system för klassning finns. I Sundkvist et al (2006) redovisas flera av dem; Miljöstatus för byggnader, miljöbedömning av fastigheter, Hållbara byggnader och EcoEffect. Litteratur kring hur dessa klassningssystem fungerar som styrmedel för avfallssektorn har inte hittats.

Referenser

Glaumann, M., Malmqvist, T., Svenfelt, Å., Carlson, P-O, Erlandsson, M., Andersson, J., Wintzell, H., Finnveden, G., Lindholm, T. och Malmström, T-G. (2008) *Miljöklassning av byggnader*. Slutrapport 2008, Bygga-Bodialogen. Boverket, Karlskrona.

Sundkvist, Å., Eriksson, O., Glaumann, M., Bergman, S., Finnveden, G., Stenbeck, S. och Wintzell, H (2006) *Miljöklassning av byggnader - Inventering av metoder och intressenters behov*. TRITA-INFRA-FMS 2006:1. Avdelningen för miljöstrategisk analys, KTH, Stockholm.